

# LUONTOMATKAILUN VAIKUTUKSET KÄSIVARREN ERÄMAA-ALUEEN LUONTOON



Pro gradu -tutkielma

Tuomas Lahti

Ympäristötieteiden laitos

Ympäristöbiologia, tammikuu 2014



HELSINGIN YLIOPISTO



*”Oletko koskaan tuntenut mielessäsi kaipuuta lähteä kotitanhuiltasi ja työsi äärestä yksinäisyyteen, mistä levoton elämän hyörinä on kaukana, missä koneet eivät jyskytä eivätkä pyörät rämise? Tällöin olet varmaan joutunut harkitsemaan — muiden mahdollisuuksien ohessa — myös retkeä Lappiin, suurten mittasuhteiden ja suurten vastakohtien maahan.”*

Raitasuo ja Lehtonen, Lintuja Tuntureilla (1954)

# HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET

Tiedekunta – Fakultet – Faculty <b>Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta</b>		Laitos – Institution– Department <b>Ympäristötieteiden laitos</b>	
Tekijä – Författare – Author <b>Tuomas Lahti</b>			
Työn nimi – Arbetets titel – Title <b>Luontomatkailun vaikutukset Käsivarren erämaa-alueen luontoon</b>			
Oppiaine – Läroämne – Subject <b>Ympäristöbiologia</b>			
Työn laji – Arbetets art – Level <b>Pro gradu</b>	Aika – Datum – Month and year <b>Lokakuu 2013</b>	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages <b>55 s. + 7 s. liit.</b>	
<p>Tiivistelmä</p> <p>Tässä pro gradu -tutkielmassa selvitettiin luontomatkailusta aiheutuvia muutoksia Käsivarren erämaa-alueen kasvillisuudessa, hyönteisyhteisössä, linnustossa ja maaperän typpipitoisuudessa. Matkailu on maailman suurin elinkeino ja luontomatkailu sen nopeimmin kasvava muoto. Luontomatkailu kohdistuu pääsääntöisesti alueille, joiden tarkoitus on suojella luontoarvoja ihmistoiminnan kielteisiltä vaikutuksilta. Tämä luo luontomatkailukohteilla ristiriitoja virkistystoiminnan ja suojeltavien luontoarvojen välille. Suomessa suosituimpia luontomatkailukohteita ovat valtion omistuksessa ja Metsähallituksen ylläpidossa olevat kansallispuistot ja erämaa-alueet. Erämaa-alueet eivät ole varsinaisia luonnonsuojelualueita, vaan erämaalaissa määriteltyjä monipuolisen käytön alueita, joiden tehtävänä on alueiden erämaaluonteen säilyttäminen, saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaaminen sekä luonnon monipuolisen käytön ja sen edellytysten kehittäminen. Luontomatkailun on aikaisemmin todettu aiheuttaneen kulutuksen ja häiriön kautta muutoksia kasvillisuudessa, nisäkäslajistossa sekä linnustossa.</p> <p>Tutkimuskysymys oli selvittää, näkykö luontomatkailu autiotupia ympäröivässä maaperässä kohonneina typpipitoisuuksina, ja minkälainen kasvi-, hyönteis- ja lintulajisto autiotupien ympäristössä esiintyy. Tarkastelun lähtökohtana oli selvittää tapahtuuko eliöyhteisöissä muutoksia siirryttäessä tupien läheltä kauemmaksi tunturikankaalle, oletetun ihmishäiriön vaikutusalueen ulkopuolelle. Tutkimus toteutettiin viiden autiotuvan ympäristössä kolmena tutkimuslinjana, joissa tutkimuspisteet sijaitsivat 15, 30, 60, 120, 240, 480 ja 960 metrin päässä tuvasta. Lintulaskenta tapahtui pistelaskentoina samoilta linjoilta mutta 200 metrin välein. Tutkimuksessa selvitettiin myös maaperän typpipitoisuuden vaikutusta heinäkavien runsastumiseen sekä sitä, selittääkö maaperän typpipitoisuuden ja heinäkavien alueellinen vaihtelu hyönteisten tai lintujen eliöyhteisöissä havaittuja muutoksia.</p> <p>Tulosten perusteella luontomatkailijoiden mukana Käsivarren erämaa-alueelle kulkeutuvat ravinteet näkyivät autiotupia ympäröivässä maaperässä kohonneina ammonium- ja nitraattitypen määrinä. Typpipitoisuus oli havaittavissa 30 metrin säteellä tuvasta. Vilkaasti käytettyjä taukopaikkoja ympäröi tyypillinen pohjoisille tunturialueille sopeutunut kasvi-, hyönteis- ja lintulajiyhteisö. Varsinaisia pohjoiseen luontoon kuulumattomia vieraslajeja ei havaittu. Luontomatkailusta kärsiviä lajeja ei myöskään havaittu. Kasvillisuudessa heinäkavien peittävyys kasvoi tupien läheisyydessä, mutta kasviyhteisön lajimääriin tai kasvillisuuden biomassaan luontomatkailulla ei ollut vaikutusta. Hyönteisten eliöyhteisö monipuolistui ja yksilömäärät kasvoivat tupien läheisyydessä, ja erityisesti <i>Amara brunnea</i> -maakiitäjäisen ja lyhytsiipisten heimon yksilöiden havaittiin runsastuneen tupien läheisyydessä. Lintujen yksilömäärä ja lajimäärä kasvoivat tuvan lähellä. Erityisesti hyönteissyöjälinnut runsastuivat tupien pihoilla.</p> <p>Maaperän kohonnut ammoniumtypen määrä selitti havaittua heinäkavien runsastumista sekä hyönteismäärien kasvua. Myös heinäkavien runsastuminen selitti hyönteismäärien kasvua. Heinittyminen ja typpipitoisuuden kasvu olivat voimakkaasti korreloituneita.</p> <p>Tämä on ensimmäinen tutkimus, jossa tieteellisesti osoitetaan luontomatkailun vaikutus maaperän typpipitoisuuteen ja hyönteisten eliöyhteisöihin. Tutkielma luo laajan kokonaiskuvan luontomatkailun vaikutuksista Suomen pohjoiseen tunturiluontoon. Tulosten yleistettävyyttä muille alueille tai matkailijamäärille heikentää tutkimuksessa tarkasteltujen tupien pieni määrä, ja tupia ympäröivien eliöyhteisöjen suuri alueellinen vaihtelu. Tulokset ovat kuitenkin merkittäviä Käsivarren erämaan luontomatkailun kannalta, ja niitä voidaan hyödyntää esimerkiksi mahdollisesti Käsivarren suurtunturialueelle perustettavan uuden kansallispuiston luontomatkailurakenteiden suunnittelussa.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords <b>Kasvillisuus, linnut, hyönteiset, maaperän typpipitoisuus, Kalottireitti, autiotupa</b>			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors <b>Paavo Hellstedt, Tarmo Virtanen, Juha Mikola</b>			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited <b>Vökin tiedekirjasto, Ympäristömuutoksen ja -politiikan käsikirjasto</b>			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information <b>Tiivistelmä suomeksi ja englanniksi</b>			

# HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET

Faculty <b>Faculty of Biological and Environmental Sciences</b>		Department <b>Department of Environmental Sciences</b>
Author <b>Tuomas Lahti</b>		
Title <b>Environmental impacts of nature-based tourism in Käsivarsi wilderness area</b>		
Subject <b>Environmental biology</b>		
Level <b>Master's thesis</b>	Month and year <b>October 2013</b>	Number of pages <b>55 p. + 7 p. app.</b>
<p>Abstract</p> <p>The purpose of this master's thesis was to study environmental impacts of nature-based tourism on vegetation, insect communities, birds and soil nitrogen levels in Käsivarsi wilderness area in the Finnish Lapland. Tourism is the largest industry in the world and nature-based tourism is the fastest growing segment of it. Nature-based tourism takes place in areas that holds great nature values. These areas are often protected to preserve significant nature values from negative impacts of human activities. This controversy creates disharmony between nature tourism and nature conservation. Most popular nature tourism destinations in Finland are state owned national parks and wilderness areas. Wilderness areas are not within strict nature conservation. They are areas defined by law for preserving the typical character of the remaining wilderness areas, preserving native Saami culture and for preserving and developing recreational use of these areas. Studies have shown that nature-based tourism has caused changes by erosion and human disturbance to vegetation, mammals and birds.</p> <p>The key study question was to examine if there are changes in the soil nitrogen levels around huts used by hikers. I was also a point of interest to discover what kind of bird, insect and plant communities occur around these huts. Main interest was to see if there are changes in these communities on a gradient from high human impact areas around the huts to more pristine mountainous areas. The study was performed around five huts with three study lines, which had study points 15, 30, 60, 120, 240, 480 and 960 meters away from the hut. Birds were observed from the same lines but with 200 meter point counting intervals. It was also studied whether the abundance of graminoids was affected by the soil nitrogen levels and if soil nitrogen levels or the abundance of graminoids influenced changes in insect or bird communities.</p> <p>Results show that nature-based tourism has an impact on soil ammonium and nitrate levels. This impact was visible in increased nitrate and ammonium levels on a 30 meter radius area around the huts. The observed fauna and flora around the huts were typical for the mountainous region in the northern Finland. There were no observed invasive species. No species was discovered to have a negative impact from nature-based tourism. Abundance of graminoids increased near the huts whereas plant species richness and vegetation biomass did not. The insect community was more diverse and abundant near the huts. Especially <i>Amara brunnea</i> ground beetle and rove beetles showed a clear increase in numbers near the huts. Birds were also more abundant and species rich near the huts. Especially insect eating bird species as a group were more abundant close to the hut compared to the surrounding study areas.</p> <p>The increased level of ammonium in the soil correlated with the increased graminoid and insect abundances. The increased graminoid abundance correlated also with the observed insect abundance.</p> <p>The influence between nature-based tourism and the changes in soils nitrogen levels and in the insect communities were scientifically demonstrated for the first time in this study. This thesis provides a comprehensive view of the effects that nature-based tourism has in the northern Finnish nature. The generalization of the result was weakened by the fact that the study was conducted only around five different huts and that the studied plant and animal communities were relatively diverse between these huts. The results are still substantial for the nature tourism in Käsivarsi wilderness area. The results can be useful for developing nature tourism infrastructure for the plausible new national park in the area.</p>		
Keywords <b>Ecotourism, vegetation, birds, insects, soil nitrogen, hiking, hut, Finland, Lapland</b>		
Supervisor or supervisors <b>Paavo Hellstedt, Tarmo Virtanen, Juha Mikola</b>		
Where deposited <b>Viikki campus library, hand library of Environmental Change and Policy -major</b>		
Additional information <b>Abstract in Finnish and in English</b>		

# Sisältö

<b>1. Johdanto .....</b>	<b>1</b>
1.1. Kaipaus luontoon.....	1
1.2. Luontomatkailun hyvät ja huonot puolet.....	2
1.3. Pienikin säännöllinen häiriö muuttaa luontoa .....	3
1.4. Luontomatkailututkimus Suomen Lapissa .....	5
1.5. Käsivarren monipuolinen erämaa .....	6
1.5.1. Kalottireitti läpi tiettömän erämaan .....	8
1.6. Tutkimuksen tavoitteet .....	10
<b>2. Aineisto ja menetelmät.....</b>	<b>12</b>
2.1. Tutkimusalueen erityispiirteet lyhyesti .....	12
2.2. Tutkimuskohteet .....	12
2.3. Tutkimusmenetelmät .....	14
2.3.1. Niveljalkaisten kuoppapyynti .....	15
2.3.2. Maaperän typpipitoisuuden määrittäminen .....	17
2.3.3. Kasvillisuuden tarkastelu.....	19
2.3.4. Lintulaskenta .....	20
2.4. Tilastolliset menetelmät.....	22
2.4.1. Havaintoyksiköt.....	22
2.4.2. Ympäristömuuttujien tarkastelu .....	22
2.4.2. Tilastolliset analyysit.....	23
2.4.3. Muunnokset .....	23
<b>3. Tulokset .....</b>	<b>24</b>
3.1. Niveljalkaisten kuoppapyyntin alueelliset tulokset .....	24
3.1.1. Tupien piholla kaksi hyönteistaksonia runsastuivat selvästi .....	27
3.2. Maaperän typpipitoisuuden tulokset.....	28
3.3. Kasvillisuuden alueelliset muutokset .....	30
3.3.1 Tupien heinittyneillä piholla viihtyi monipuolinen kasvilajisto .....	33
3.4. Linnusto.....	34

3.5. Heinittymisen, maaperän typpipitoisuuden ja niveljalkaisten yhteys .....	37
<b>4. Tulosten tarkastelu</b> .....	40
4.1. Pistemäistä typpikuormitusta autiotupien ympäristöön .....	40
4.2. Kasviyhteisön muutokset olivat odotettuja .....	41
4.3. Hyönteiset runsastuivat ja niveljalkaisten eliöyhteisö monipuolistui .....	43
4.3.1. Hyönteisten joukossa yksi suurharvinaisuus.....	45
4.4. Linnut ovat herkkiä häiriöille.....	45
4.5. Lajiryhmien väliset vuorovaikutussuhteet.....	47
4.6. Luontomatkailun ja luontoarvojen yhteensovittamisen tulevaisuus Käsivarressa .....	49
4.7. Tulosten yleistettävyyys ja luotettavuus.....	51
4.8. Lopuksi.....	52
<b>5. Johtopäätökset</b> .....	54
Kiitokset .....	55
Kirjallisuus .....	56

## Kannen kuva

Luontomatkailun tutkimusretkikunta laskeutumassa viimeisimmän jääkauden uurtamaan Kuonjarjoen laaksoon Käsivarren erämaa-alueella kesäkuussa 2011. © Hanna Jauhiainen.





# 1. Johdanto

## 1.1. Kaipaus luontoon

Edeltävä lainaus aloittaa mainion tietokirjallisuutta ja retkikertomuksia yhdistelevän Lapin linnustoa esittelevän teoksen Lintuja Tuntureilla (Raitasuo ja Lehtonen 1954). Suurin osa ihmisistä pystyy varmasti ainakin ajoittain samaistumaan metsänhoitaja Raitasuon ja maisteri Lehtosen esittämään kaipaukseen luonnon helmaan, pois kiireestä ja kaupungin vilskeestä. 1950-luvun alun tutkimusretkillään he päätyivät samaan johtopäätökseen kuin monet muut heidän jälkeensä Lapissa retkeilleet. Seikkailuja ja koskematonta luontoa etsiessä ei ole tarpeen lähteä ulkomaille. Mahtavimmat maisemat löytyvät Käsivarresta (Raitasuo ja Lehtonen 1954).

Ihmisen kaipaus luontoon ei ole uusi ilmiö. Henry Thoreau (1854) kritisoi teoksessaan Walden, Elämää Metsässä aikansa 1800-luvun yhteiskuntaa pinnalliseksi ja turhien asioiden ja esineiden täyttämäksi paikaksi, jossa ihmisten yhteys luontoon oli katkennut. Aikansa turhakkeisiin kuuluivat hänen mukaansa hevoskärryt ja lennätinlaite. Lähes sata vuotta Thoreauta ennen samaa ongelmaa pohti myös Rousseau (1762) kuuluisassa lausahduksessaan: ”Ihminen on syntynyt vapaana, mutta kaikkialla hän on kahleissa.” Vastauksena vapautumiseen näistä näkymättömistä kahleista hän esitti paluuta takaisin luontoon.

Paluu takaisin luontoon 2010-luvun länsimaisessa yhteiskunnassa tapahtuu monin eri tavoin. Vastapainona arjelle, kiireelle ja rakennetulle ympäristölle ihmiset hakevat rauhaa ja kiireettömyyttä vierailemalla erilaisilla virkistysalueilla. Virkistysalueita Suomessa on monenlaisia keskellä Helsinkiä sijaitsevista huolellisesti hoidetuista puistoista aina laajoihin ja tiettömiin erämaa-alueisiin pohjoisimmassa Lapissa. Vaihtoehtona lyhyille vierailuille Etelä-Suomen suosituissa kansallispuistoissa yhä useampi retkeilijä päätyy vuosittain vierailemaan näillä syrjäisillä erämaa-alueilla (Forbes ym. 2004, Ohenoja ja Leppänen 2010).

Enontekiön kunnassa sijaitseva Käsivarren ainutlaatuinen erämaa-alue on tällä hetkellä hyvin erilasten vastakohtien edessä kuin, mistä Raitasuo ja Lehtonen yli 50 vuotta sitten kirjoittivat. Ympäristöministeriön jatkokäsittelyyn viemä Käsivarren Suurtuntureiden kansallispuistohanke tulee toteutuessaan vaikuttamaan sekä kansallispuistorajauksen sisäpuolella sallittuihin liikkumismuotoihin että Käsivarressa vieraileviin matkailijamääriin (Ympäristöministeriö 2012). Tämä tutkielma tuo uutta ja ajankohtaista, tieteelliseen

tutkimukseen perustuvaa tietoa jalan tapahtuvan luontomatkailun aiheuttamista luontoon kohdistuvista vaikutuksista Käsivarren erämaan vilkkaimmin retkeilyillä kohteilla.

## **1.2. Luontomatkailun hyvät ja huonot puolet**

Matkailu on maailman suurin elinkeino, ja luontomatkailu sen nopeimmin kasvava muoto (Ishwaran 2004). Luontomatkailu on määritelty matkailumuodoksi, jossa vierailaan vastuullisesti luontokohteissa ja erilaisilla alueilla, joilla suojellaan luontoarvoja (Costas 2004). Luonnonsuojelullisesti merkittävillä kohteilla vierailevat ihmismäärät ovat valtavia. Maailmanlaajuisesti noin 700 miljoonaa ihmistä suuntaa vuosittain oman maansa ulkopuolella sijaitsevalle luontokohteelle ja tämän luvun ennustetaan kaksinkertaistuvan vuoteen 2020 mennessä (Buckley 2004a). Myös luontomatkailuelinkeinon ympärillä pyörivät rahamäärät ovat valtavia. Yhdysvalloissa Alaskan arktisilla alueilla vuonna 2001 vierailleiden turistien käyttämän rahamäärän arvioitiin olleen yli 1,8 miljardia dollaria (Forbes ym. 2004).

Lajien ja luontotyyppien suojelun ja elämyksiä hakevan luontoharrastajan intressit törmäävät usein luontomatkailukohteissa. Luonnonsuojelun näkökulmasta luontomatkailun yksi keskeisimmistä eduista on yleisen tietoisuuden lisääntyminen alueen luontoarvoista (Buckley 2004b). Hienolla luontokohteella vierailtuaan matkailijalle jää omakohtainen mielikuva alueen luonnosta ja sen merkityksestä paitsi lajien elinympäristönä myös sen tarjoaman matkailuelämyksen muodossa.

Luontomatkailu tuottaa myös suoraa taloudellista hyötyä erilaisten palveluiden, pääsymaksujen ja oheistavarakaupan ansiosta luontokohteen ympärillä elävälle yhteisölle. Jos luontoalueen suojelun ja luontomatkailun ylläpidon päävastuu on paikallisilla ihmisillä, kutsutaan tilannetta yhteisölähtöiseksi suojeluksi (esim. Kiss 2004). Yhteisön itsensä tärkeänä pitämän luontokohteen suojelu on tärkeä sosiaalinen ja taloudellinen tekijä varsinkin kehittyvissä maissa. Ilman yhteisölähtöistä suojelua paine hyödyntää luontokohteita raaka-aineiden, kuten polttopuun, riistan, tai rakennusmateriaalien lähteinä, tai raivata niitä viljelyskäyttöön, on suuri (Ostrom ym. 1999).

Luontomatkailun keskeisin kielteinen piirre arvokkaiden luontokohteiden suojelun kannalta on, että se kuluttaa ja muuttaa luontoa, jossa matkaillaan. Aina kun aluetta käytetään säännöllisesti ihmistoimintaan, koituu siitä seurauksia luonnolle (Cole 2004). Kulumisen ja lajiston muuttumisen lisäksi luontomatkailu aiheuttaa muutoksia lajien käyttäytymisessä, ravinnonhankinnassa ja pesimismenestyksessä (Buckley 2004b). Tämänkaltaisten kielteisten vaikutusten täydellinen välttäminen on mahdotonta, jos ihmisten

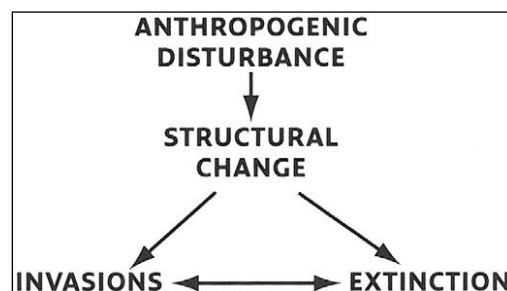
pääsy luontokohteille sallitaan. Erityisessä vaarassa ovat kuitenkin sellaiset lajit ja luontotyytit, joiden säilyminen on täysin riippuvaista erilaisten suojelualueiden olemassaolosta (Buckley 2004b).

Luontomatkailua luonnonsuojelullisesti merkittävillä alueilla suunniteltaessa on tärkeää, että matkailijoiden luontoa kuormittaville vaikutuksille päätetään hyväksyttävä taso, josta pidetään kiinni (Forbes ym. 2004). Tällä tasolla voidaan tarkoittaa esimerkiksi luonnonsuojelualueelle pääsevien ihmisten määrää tai tiettyjen alueiden tai vuodenaikojen rajaamista ihmiskäytön ulkopuolelle. Luontomatkailun luontoon kohdistuvien vaikutusten hyväksyttävän tason määrittämiseksi tarvitaan tutkimustietoa kunkin luontomatkailukohteen ominaispiirteistä, lajien ja luontotyyppien nykytilasta sekä kohteilla jo mahdollisesti tapahtuneista muutoksista (Buckley 2004b, Cole 2004, Forbes ym. 2004 Hall 2010).

### 1.3. Pienikin säännöllinen häiriö muuttaa luontoa

Tämä ympäristöbiologian pro gradu -tutkielma käsittelee ihmisen ja luonnon vuorovaikutusta erämaa-alueella, jossa ihmistoiminnan intensiteetti on vähäistä ja kausittaista (Ohenoja ja Leppänen 2010). Yhden vierailijan aiheuttama käyttöpaine koko suuren erämaa-alueen pinta-alaa kohden on häviävän pieni, mutta suurin osa näistä vaikutuksista kohdistuu luontomatkailun rakenteiden, kuten polkujen ja taukopaikkojen ansiosta, säännöllisesti samoille alueille (Metsähallitus 2008).

Ekosysteemiin kohdistuva säännöllinen ulkoinen häiriö aiheuttaa aina muospainetta ekosysteemin tilaan (Allen ym. 1999). Jos muospaine on suurempi kuin ekosysteemin kyky vastustaa muutosta, saa se aikaan rakenteellisia muutoksia ekosysteemissä (kuva 1).



Kuva 1. Ihmisperäisen häiriön vaikutus ekosysteemin lajistorakenteeseen (Allen ym. 1999).

Lajistorakenteen muutos voi sisältää uusien lajien ilmaantumista tai vanhojen lajien häviämistä. Myös lajien runsaussuhteissa ja yksilömäärissä tapahtuvat muutokset ovat

mahdollisia (Allen ym. 1999). Näitä muutoksia tapahtuu ekosysteemeissä myös luonnostaan jatkuvasti. Ihmistoiminnalle tyypilliset dramaattiset maankäytön muutokset, kuten rakentaminen ja kasvillisuuden raivaus aiheuttavat tyypillisesti nopeaa lajistorakenteen alueellista muuttumista (McKinney 2006). Allenin ym. (1999) esittämän mallin mukaan uusien vieraslajien levittäytyminen ja alkuperäisen lajiston katoaminen nähdään tyypillisinä ihmisperäisen häiriön seurauksina. Tämän kehityksen on havaittu useissa tutkimuksissa yksipuolistavan rakennettuja alueita ympäröivää luontoa (Blair 2004, Clergeau ym. 2006, McKinney 2006, Olden 2006, Garaffa ym 2009, Niemelä & Kotze 2009, Dures & Cumming 2010, Magura ym. 2010, Roura-Pascual ym. 2010). Luonnon yksipuolistuminen on seurausta alueellisesti harvinaisten ja huonosti kilpailutilanteissa pärjäävien lajien korvautumisesta tehokkaasti leviävillä ihmisen seuralaislajeilla (McKinney 2006, Olden 2006). Ihmisen mukana ekosysteemiin ulkopuolelta saapuneiden vieraslajien vaikutus alkuperäiseen eliöyhteisöön voi olla suuri ja dramaattinen (Hanski 2007, Hanski 2010). Erityisesti tulokaslajeina saapuneiden herbivorien ja petojen on katsottu aiheuttavan herkästi muutoksia ekosysteemien rakenteissa ja ravinnekierroissa (Simberloff ym. 2013).

Pohjoisilla alueilla harvojen lajien dominanssi on yleistä, mistä johtuen runsaimpien lajien yksilömäärät saattavat olla hyvinkin suuria, mutta vastaavasti eliöyhteisön kokonaislajimäärä on usein pieni (Callaghan ym. 2004). Arktisten, subarktisten ja vuoristoisten seutujen eliöyhteisöjen on havaittu olevan erityisen herkkiä ulkoisten häiriötekijöiden, kuten kulutuksen, aiheuttamille muutoksille (Monz 2002, Allard 2003, Cole 2004). Pohjoisten eliöyhteisöjen populaatiot sijaitsevat myös usein lajin sisäisen, ilmasto-olojen saneleman, esiintymisalueen reunalla (Cole 2004).

Suomen pohjoisimmilla alueilla uhanalaisten lajien populaatioiden on todettu olevan yksilömäärällisesti pieniä ja esiintyvän yleensä hyvin pienellä alueella, mikä lisää populaatioiden riskiä hävitä erilaisten satunnaistekijöiden vaikutuksesta (Rassi ym. 2010). Satunnaistekijät ovatkin merkittävin ja kuluminen toiseksi merkittävin Suomen tunturialueiden uhanalaisen lajiston uhanalaisuuden syy (Rassi ym. 2010). Ilmastollisen esiintymisalueensa reuna-alueella kasvavat kasviyksilöt joutuvat sietämään jo valmiiksi suurta ympäristötekijöiden aiheuttamaa stressiä. Stressaavassa elinympäristössä pienikin lisähäiriö, kuten tallautuminen retkeilijän kengän alle, voi olla kohtalokas lisätaakka yksilön selviytymisen kannalta (Tolvanen 2011).

#### 1.4. Luontomatkailututkimus Suomen Lapissa

Kasvillisuuden kulumista retkeilyreiteillä ja taukopaikkojen ympäristöissä on tutkittu Suomessa paljon. Luontomatkailusta aiheutuvaa kasvillisuuden kulumista on tarkasteltu 2000-luvulla ainakin neljässä erillisessä pro gradu -työssä (Antila 2005, Koukkari 2005, Soininen 2005, Koivuniemi 2006). Erityisesti retkeilijöiden taukopaikkoina toimivien autiotupien välittömässä läheisyydessä tapahtuvat kasvillisuusmuutokset ovat olleet tieteellisen tutkimuksen kohteina Suomessa myös laajemmin (Hoogesteger 1976, Rautio 2001, Kangas 2007).

Koivuniemi (2006) tutki omassa pro gradu -tutkielmassaan nykyisen Pallas-Yllästunturin kansallispuiston alueella sijaitsevien taukopaikkojen kasvillisuuden kuluneisuutta ja roskaisuutta. Koivuniemen tulosten mukaan kasvillisuus taukopaikkojen ympärillä voidaan jakaa kolmeen vyöhykkeeseen. Vyöhykkeellä I kasvillisuutta ei kulutuksen takia ole jäljellä lainkaan. Vyöhykkeen I pinta-ala Koivuniemen tulosten mukaan Pallas-Yllästunturin kansallispuiston taukopaikoilla oli keskimäärin 86 neliometriä. Pinta-alana tämä vastaa ympyrää jonka säde on 5,2 metriä. II-vyöhykkeen kasvillisuus on kulutuksen takia muuttunut alkuperäisestä III-vyöhykkeen kasvillisuudesta. Yhteenlaskettu I- ja II-vyöhykkeiden pinta-ala oli keskimäärin 321 neliometriä, joka vastaa ympyrää, jonka säde on 10,1 metriä. Muuttuneen kasvillisuusvyöhykkeen indikaattorina voidaan pitää silmämääräisesti maastossa erottuvaa heinittyneen alueen ja varpukasvillisuuden rajaa taukopaikan ympärillä (Koivuniemi 2006).

Tuomas Heikkilän pro gradu -työssä (2007) selvitettiin luontomatkailun vaikutuksia nisäkkäiden populaatioihin Pallas-Yllästunturin kansallispuistossa. Heikkilä havaitsi muuta ympäristöä korkeampia pikkunisäkkäiden populaatiotiheyksiä niukkaravinteisilla biotoopeilla sijainneiden taukopaikkojen välittömässä läheisyydessä. Myös metsäjäniksen ja ketun havaittiin hyötynneen luontomatkailusta näiden taukopaikkojen läheisyydessä. Heikkilän työn yhtenä tutkimuskysymyksenä oli selvittää, selittääkö roskaisuus tai autiotupia ympäröivän kasvillisuuden heinittyminen nisäkästiheyksien muutoksia. Hän käytti apunaan samojen Pallas-Yllästunturin kansallispuiston autiotupien kasvillisuusmuutoksia tutkineen Koivuniemen (2006) tuloksia. Heinittyminen tai roskaisuus eivät tilastollisesti selittäneet korkeampia nisäkästiheyksiä taukopaikoilla, mutta kasvillisuusmuutokset olivat osittain yhteneviä nisäkkäillä havaittujen muutosten kanssa.

Kokeellisen ravinnelisyksen on havaittu aiheuttavan kasvillisuudessa lajistomuutoksia ja erityisesti heinäkasvien runsastumista karulla alpiinisella tunturikangasta vastaavalla biotoopilla Italiassa (Gerdol ym. 2000). Luontomatkailusta aiheutuvan tallautumisen on

havaittu myös heikentävän maaperän siemenpankin itämiskykyä ja runsastuttavan heinäkasvien määrää kasviyhteisössä Kalliovuorilla, Yhdysvalloissa (Zabinski ym. 2000). Runsaasti energiaa sisältävien heinäkasvien siemenien syönti taas on kasvinsyöjille energiatehokkaampaa ravintoa kuin vihreät kasvinosat (Kam ym. 1997). Tätä muutosta Heikkilä (2007) pitää yhtenä tärkeimmistä syistä autiotupien ympäristöissä runsastuneille nisäkäspopulaatioita. Heikkilä arvelee ravinnelisäyksen vaikutuksen olevan suhteessa suurinta niukkatuottoisilla biotoopeilla kuten tunturikankailla, joilla hän suosittelee lisätutkimuksia useammilla eliöryhmillä.

### **1.5. Käsivarren monipuolinen erämaa**

Vuonna 1991 voimaan astuneen erämaalain ensimmäisen luvun nojalla kaikki silloisten suojelutoimien ulkopuolella olleet Pohjois-Suomen erämaa-alueet rauhoitettiin alueiden erämaaluonteen säilyttämiseksi, saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaamiseksi sekä luonnon monipuolisen käytön ja sen edellytysten kehittämiseksi (Erämaalaki 62/1991:§1). Vuonna 1991 perustettuja erämaa-alueita on Suomessa 12 ja niiden yhteispinta-ala on lähes 1,5 miljoonaa hehtaaria (Erämaalaki 62/1991:§3). Erämaa-alueet ovat Suomen valtion omistuksessa ja niiden hallinnasta ja hoidosta vastaa Metsähallitus (Erämaalaki 62/1991:§10). Suomen erämaa-alueet eivät ole luonteeltaan luonnonsuojelualueita eivätkä metsätalousalueita. Ne ovat eräänlaisia välimuotoja. Käsivarren erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelma luonnehtii erämaata monipuolisen käytön alueeksi (Metsähallitus 2008).

Tunturialueiden ihmiskäytön historia alkaa viimeisimmän jääkauden jälkeisistä ajoista, noin 10 000 vuotta sitten, jolloin nykyisten saamelaisten esi-isät asettuivat Pohjois-Fennoskandiaan metsästämään viljelejä tunturipeuroja (Tolvanen 2011). Liiallisen pyynnin seurauksena hävinneen tunturipeuran metsästyksessä siirryttiin vähitellen paimentamaan tunturipeurasta kesytettyä poroa. Täyspaimentolaisuuteen perustuva poronhoito alkoi Norjan ja Ruotsin Lapissa vasta 1300-luvulla ja levisi sieltä Suomeen 1500-luvun lopussa (Tolvanen 2011). Käsivarsi oli Suomessa viimeinen poronhoitoalue, jossa on harrastettu perinteistä kesä- ja talvilaitumien kiertoon perustuvaa juutaavaa poronhoitoa (Lahti ja Järvinen 2004).

Virkistyskäyttö on nuorin erämaa-alueiden maankäyttömuodoista. Suomen muihin erämaihin verrattuna matkailijat löysivät tiensä Käsivarteen verrattain varhain. Ensimmäiset Suomen puolelta tulleet retkeilijät, jotka valloittivat Käsivarren ja koko Suomen korkeimman tunturin Haltin, olivat helsinkiläiset naisvoimistelijat Kaarina Karin johdolla jo vuonna 1933 (Kaikusalo 2004). Säännöllisen matkailun tukikohdaksi Saana-tunturin rinteeseen valmistui vuonna 1937 Suomen Matkailuliiton rakentama retkeilymaja, joka

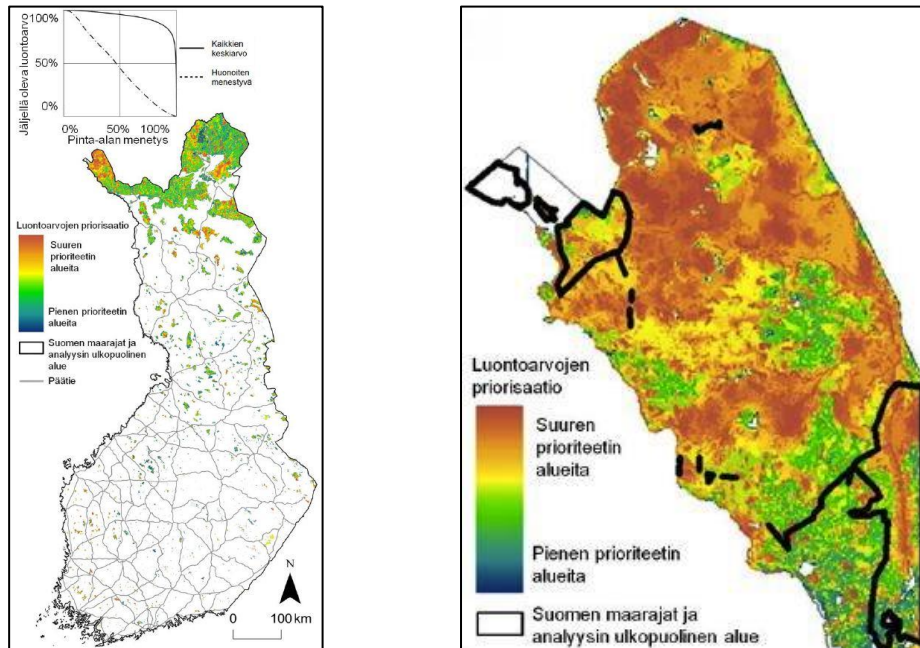
nykyisin tunnetaan retkeilykeskuksena (Järvinen 2004). Varsinaisen tieyhteyden Kilpisjärvelle rakensivat saksalaiset sotajoukot jatkosodan aikana vuonna 1941 (Järvinen 2004). Tieyhteyden myötä matkailijamäärät Kilpisjärvellä kasvoivat sotien loputtua niin paljon, että jo 1950-luvun alussa Käsivarressa retkeilleet Raitasuo ja Lehtonen (1954) kuvailivat Saanatunturin ympäristön erämaista tunnelmaa turistimassojen pilaamaksi.

Käsivarren erämaa-alueen kävijätutkimuksen mukaan retkeilijöiden tärkeimmät syyt alueella vierailuun ovat maisemat, luonnon kokeminen ja rentoutuminen (Ohenoja ja Leppänen 2010). Kesäaikana kävijöiden harrastamista aktiviteeteista suosituimpia olivat kävely, retkeily ja luonnon tarkkailu. Luontomatkailukokemusta erämaa-alueella häiritsevistä tekijöistä kesäaikainen vesitaso- ja helikopteriliikennöinti erämaajärville sopii alueelle retkeilijöiden mielestä vain keskinkertaisesti. Kevättalvisen, sallituilla reiteillä tai reittien ulkopuolella tapahtuvan moottorikelkkailun koki häiritseväksi 40 % vierailijoista (Ohenoja ja Leppänen 2010).

Vuonna 2000 valmistuneessa Ylä-Lapin luonnonvarasuunnitelmassa Metsähallitus on luokitellut Käsivarren suurtunturialueen Ylä-Lapin retkeilyn ja luontomatkailun painopistealueeksi (Sandström ym. 2000). Käsivarren ja Kilpisjärven ainutlaatuinen luonto houkuttelee alueelle noin 100 000 virkistyskävijää vuodessa. Käsivarren erämaa-aluetta kohti suuntaa Metsähallituksen kävijälaskureiden mukaan noin 20 000 retkeilijää vuodessa (Sandström ym. 2000). Vuonna 2009 valmistuneen Käsivarren erämaan ja Kilpisjärven yrittäjätutkimuksen mukaan matkailu tuottaa Enontekiön kunnan talouteen vuosittain noin 4,3 miljoonaa euroa ja sen työllistämisaikutus on 57 henkilötyövuotta (Ohenoja 2010). Metsähallituksen (2008) laatimassa Käsivarren erämaa-alueen hoito- käyttösuunnitelmassa myönnetään, että erämaalain kirjaimen noudattaminen edellyttää osittain ristiriitaisten tavoitteiden yhteensovittamista. Virkistyskäytön edellytysten kehittäminen, ja toisaalta alueen erämaaluonteon säilyttäminen sekä saamelaiskulttuurin ja luontaiselinkeinojen turvaaminen eivät ole helposti toteutettavissa oleva yhtälö.

Käsivarren alue on yksi Suomen merkittävimmistä luontoarvojen keskittymistä, jonka säilyttäminen nykytilassaan on koko maan luonnon monimuotoisuudelle ensiarvoisen tärkeää (Mikkonen 2012). Mikkonen (2012) arvotti pro gradu -työssään valtion luonnonsuojelukäyttöön varattuja alueita paikkatietopohjaisella Zonation-analyysillä. Analyysissä huomioitiin alueiden paikallisen laadun lisäksi Natura 2000 -luontotyyppien erityispiirteitä sekä alueiden välistä kytkeytyneisyyttä (kuva 2). Tulosten perusteella erityisen merkittäväksi luontoarvokeskittymäksi noussut Käsivarren alue (kuva 3) on analyysin tulosten mukaan edustava, laaja, monipiirteinen ja luonnontilainen kokonaisuus,

joka sisältää useita maassamme vain Käsivarressa tavattavia uhanalaisia luontotyyppejä (Mikkonen 2012).



Kuvat 2. ja 3. Suomen valtion luonnonsuojelukäyttöön varattujen alueiden luontoarvojen priorisointikartta (vasen kuva) ja Käsivarren luontoarvojen priorisointikartta (oikea kuva). Kartat perustuvat alueiden luontotyyppien luonnontilaisuuteen, edustavuuteen, erityisarvoihin ja alueiden väliseen kytkeytyneisyyteen (Mikkonen 2012).

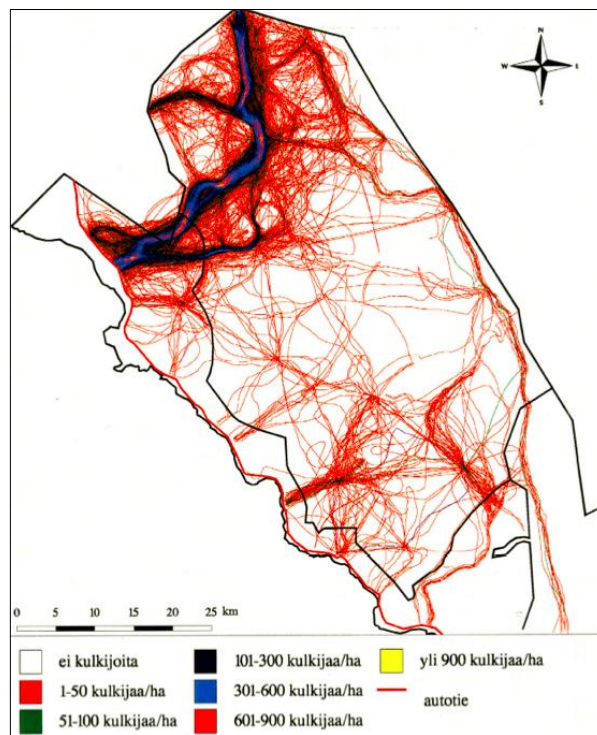
Viimeisimmän lajin uhanalaisuusarvion mukaan tunturipaljakat ovat 413 Suomen punaisen listan lajin elinympäristö, joista 190 lajia on arvioitu uhanalaisiksi (Rassi ym. 2010). Suomen tunturialueilla tavattavista 46 luontotyyppistä seitsemän eli 15 % on arvioitu uhanalaisiksi. Laadultaan heikentyneitä, mutta ei vielä uhanalaisia, on noin puolet tunturien luontotyypeistä (Raunio ym. 2008).

### 1.5.1. Kalottireitti läpi tiettömän erämaan

Kaikkien luontomatkailusta aiheutuvien luontoon kohdistuvien vaikutusten selvittäminen 220 000 hehtaarin erämaa-alueella on mahdotonta. Toisaalta näin laajalle alueelle jakautuessaan yksittäisen retkeilijän luontoon kohdistama muutospaine on hyvin pieni. Koska retkeilijämäärät jakautuvat Käsivarren erämaa-alueelle kuitenkin epätasaisesti, on luontomatkailun ympäristövaikutuksia mielekästä tutkia alueilla, joissa retkeilijätiheydet ovat suurimmat. Nämä paikat Käsivarren erämaa-alueella ovat Metsähallituksen ylläpitämät



virikistyskäytön rakenteet ja reitit (liite 2, Metsähallitus 2013a). Näistä rakenteista autiotuvat toimivat retkeilijöiden yöpymis- ja taukopaikkoina ja ovat vapaasti käytettävissä. Autiotuvat ja niiden välitön lähiympäristö ovat suosittuja yöpymis- ja levähdyspaikkoja (Koivuniemi 2006, Metsähallitus 2008). Näillä alueilla myös suurista retkeilijämääristä aiheutuvat ja kertautuvat ympäristövaikutukset, kuten kasvillisuuden ja maaperän kuluminen, näkyvät selvimmin (Hoogesteger 1984, Koivuniemi 2006).



Kuva 4. Käsivarren erämaa-alueen virikistyskäyttäjien kesäaikaiset kulkureitit ja kulkijatiheydet vuonna 1996 (Metsähallitus 2008).

Kuvassa 4 on esitetty virikistyskäyttäjien kesäkauden 1996 aikana kulkemat reitit ja retkeilijätiheydet. Kuvassa keltaisella erottuvat yöpymis- ja pysähdyspaikat ovat tiheimmin vierailtuja alueita, joissa retkeilijätiheys ylitti lyhyen kesäkauden aikana 900 retkeilijää hehtaarilla.

Käsivarren erämaa-alueella kulkee vain yksi kesäaikaan merkitty vaellusreitti, Kalottireitti. Kalottireitti on kokonaispituudeltaan 800 kilometriä pitkä yhteispohjoismainen vaellusreitti, jonka päätepisteet ovat Ruotsin Lapissa sijaitseva Kvikkjokki ja Norjan puolella Kautokeino. Käsivarren Lapissa Kalottireitti kulkee noin 70 kilometrin matkan Kilpisjärveltä, kolmen valtakunnan rajapyykiltä, Haltille. Käsivarren erämaa-alueelle tästä reitistä sijoittuu

noin 40 kilometriä. Retkeilijäpiireissä osuvasti käytetty nimitys ”Halti Highway” käsittää 55 kilometriä pitkän osuuden Kilpisjärven kyläkeskukselta Haltille. Tämän reitin varressa sijaitsevat tuvat ovat käyttöasteeltaan suosituimmat koko Käsivarren Lapissa. (Metsähallitus 2008.)

## **1.6. Tutkimuksen tavoitteet**

Tämä pro gradu -työ on osa laajempaa luontomatkailun vaikutuksia Käsivarren Yliperän alueella selvittävää tutkimushanketta. Tutkimusryhmäämme kuuluivat itseni lisäksi Helsingin yliopiston ympäristötieteiden laitoksen tutkijat FT Paavo Hellstedt, FT Tarmo Virtanen ja FT Juha Mikola sekä graduntekijät fil. yo. Hanna Jauhainen ja LuK Lauri Rosenius. Yhteisen tutkimushankkeemme pohjalta syntyy kolme erillistä pro gradu -työtä ja tuloksia yhteen vetävä tieteellinen artikkeli.

Tutkimuksen maastoaineiston keräsin yhteistyössä Hanna Jauhaisen ja Lauri Roseniuksen kanssa. Paavo Hellstedt auttoi ensimmäisenä tutkimuskohteena toimineen Saanajärven päivätkuvan tutkimuspisteiden perustamisessa ja Tarmo Virtanen loppukesästä kasvillisuustarkastelussa samalla tuvalla. Juha Mikola ohjeisti ja avusti tyypianalyysien teossa Lahden ympäristöekologian laitoksen tiloissa.

Hanna Jauhaisen pro gradu -työ tulee käsittelemään autiotupien ympäristöjen pikkunisäkäpopulaatioita ja luontomatkailun mahdollisia alueellisia vaikutuksia niihin. Lauri Rosenius toteutti retkeilijöille suunnatun kyselytutkimuksen, jossa kerättiin tietoa retkeilijöiden liikkumisesta ja käyttäytymisestä Käsivarren erämaa-alueella. Toteutimme kasvillisuuden- ja maaperän tyypipitoisuuden tarkastelun yhteistyössä ja kaikki kolme käyttävät syntyneitä tuloksia pohja-aineistoina omissa pro gradu -töissään.

Oman pro gradu -tutkimukseni tarkoitus on selvittää maaperän kulumisesta aiheutuvien kasvillisuusmuutosten ohella, miten luontomatkailun maaperää rehevöittävä vaikutus näkyy autiotupaa ympäröivissä eliöyhteisöissä. Oletukseni on, että maaperään päätyvä ihmisperäinen typpilisäys yhdessä tallautumisen kanssa muuttaa vilkkaasti käytettyjen tupien läheisyydessä viihtyvää kasviyhteisöä. Näiden muutosten vaikutus niveljalkaisten, eli hyönteisten ja hämähäkkieläinten, ja niitä syövien lintujen esiintymiseen luontomatkailukohteilla on oman tutkimukseni keskeisin kohde. Selvitän myös heinäkavien runsastumisen yhteyttä siemensyöjälintujen esiintymiseen. Niveljalkaisten ja lintujen tarkastelun suunnittelin ja toteutin alusta loppuun itse.

Tutkimuskysymykset:

- i. Näkyykö luontomatkailu autiotupia ympäröivässä maaperässä kohonneina typpipitoisuuksina?
- ii. Minkälainen kasvi-, hyönteis- ja lintulajisto autiotupien ympäristössä esiintyy?
- iii. Pystyykö maaperän typpipitoisuudessa havaittu alueellinen vaihtelu tai heinäkasvien runsastuminen merkittävästi selittämään niveljalkaisten tai lintujen eliöyhteisöissä havaittua vaihtelua?
- iv. Kuinka laajalla alueella mahdollinen luontomatkailun vaikutus näkyy maaperässä ja kasvi-, niveljalkais- ja lintuyhteisöissä?

## 2. Aineisto ja menetelmät

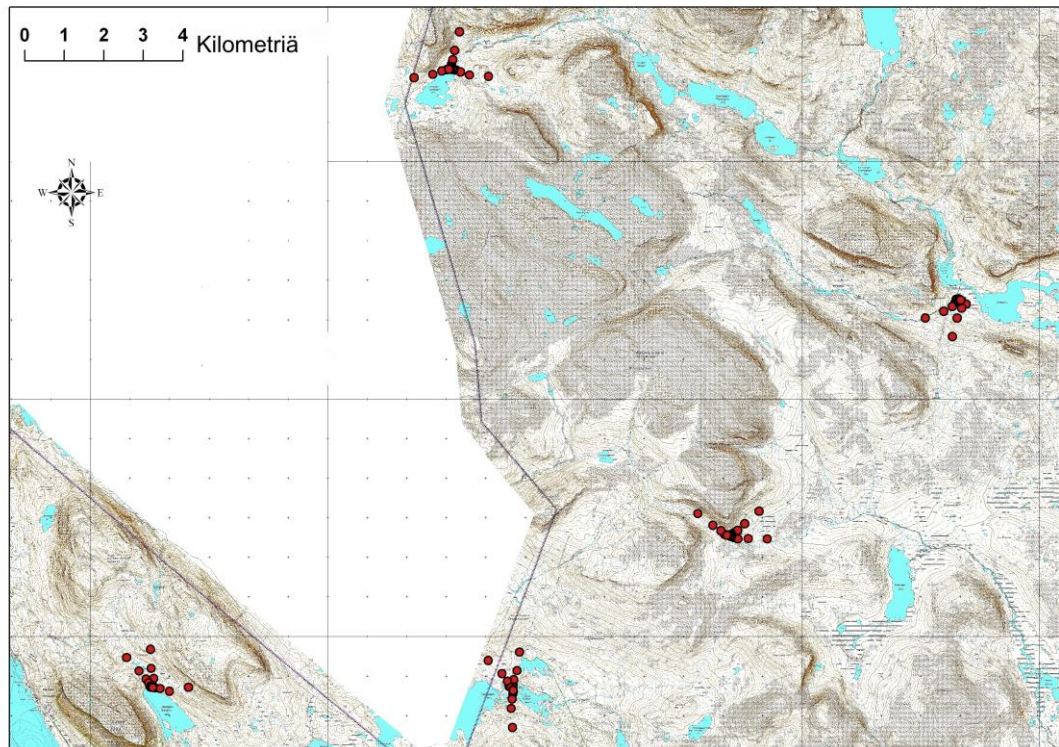
### 2.1. Tutkimusalueen erityispiirteet lyhyesti

Käsivarren erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelmassa (Metsähallitus 2008) alue kuvataan luontonsa, kulttuurinsa ja geologiansa vuoksi hyvin ainutlaatuiseksi osaksi Suomea. Käsivarren erämaa-alue on maamme toiseksi suurin erämaa ja sen pinta-ala on lähes 220 000 hehtaaria. Erämaan pohjoisimmat osat ovat ainoa alue Suomea, joka kuuluu geologialtaan Skandien kaledoniseen Kölivuoristoon (Seppälä 2004). Pohjoisuudesta ja korkeudesta johtuen lähes kolme neljäsosaa erämaa-alueesta on puutonta tunturipaljakkaa, 14 % tunturikoivikkoa tai pajukkoa ja 10 % avosoita (Metsähallitus 2008). Kalkkipitoisen dolomiitti-kallioperän vuoksi suurtuntureiden kasvillisuus on pohjoiseen sijaintiin nähden poikkeuksellisen rikasta (Laine 2004). Käsivarsi kuuluu kokonaisuudessaan Käsivarren paliskunnan poronhoitoalueeseen (Metsähallitus 2008).

Ilmastollisesti Käsivarren pohjoisin osa, Yliperä, on Suomen kylmin alue. Vuoden keskilämpötila alueella on -2,3 celsiusastetta ja heinäkuun keskilämpötila 10,9 celsiusastetta. Kasvukausi alueella on koko Euroopan lyhyin, noin 100 vuorokautta (Järvinen ja Lahti 2004). Käsivarren Yliperän alueen ilmastoon oman leimansa tuo myös läpi talven sulana pysyvän Atlantin valtameren läheisyys (Venäläinen 2004). Mereisen ilmaston yksi ilmentäjistä on Yliperän alueen metsänrajan muodostava lehtipuu, tunturikoivu (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*), joka kasvaa noin 600 metrin korkeuteen merenpinnasta. Fennoskandinavian lisäksi koivu muodostaa pohjoisen metsänrajan vain MacKenzie-joen sujuuksella Kanadan arktisella rannikolla (Väre 2004).

### 2.2. Tutkimuskohteet

Tutkimuskohteiksi valikoitui viisi autiotupaa, joista Saanajärvi, Saarijärvi, Kuonjarjoki ja Meekojärvi sijaitsevat kalottireitin varrella. Lisäksi mukaan otettiin Lossujärven tupa, joka oli tutkimuksemme pohjoisin kohde sijaiten Suomen ja Norjan rajalla, Lossujärven rannalla (kuva 5).



Kuva 5. Punaiset pistejoukot esittävät tutkimuspisteiden sijainteja maastossa. Tutkimuskohteena toiminut tupa sijaitsee kunkin pistejoukon keskellä. Vasemmassa alakulmassa erottuu Saana-tunturi. Tarkemmat tupakohtaiset karttakuvat ovat liitteessä 1.

Lossujärven tuvan kautta kulkee toinen vaihtoehtoinen vaellusreitti Haltille (kuva 4). Urttasjohkan-reitti alkaa Kilpisjärven tien varresta noin 5 kilometriä pohjoiseen Suomen ja Norjan rajalta ja yhdistyy Pitsusjoen kohdalla Kilpisjärveltä tulevaan kalottireittiin (kuva 4). Käsivarren erämaa-alueella ja sen välittömässä läheisyydessä sijaitsee yhteensä 21 autiotupaa ja 5 varaustupaa (liite 2), joita kaikkia ylläpitää Metsähallitus (Metsähallitus 2013a).

Tutkimus toteutettiin Kilpisjärven biologiselta asemalta käsin. Sen laajuutta erämaa-alueella yhden lyhyen maastokauden aikana rajoittivat monet käytännön haasteet. Syrjäisille tutkimusalueilla kaikki tutkimustarvikkeet, ruuat, vaatteet ja näytteet täytyi kuljettaa jalan edestakaisin pisimmillään yli 30 kilometrin päähän lähimmältä tieltä. Käytännön syyt, yhdessä luvussa 1.5.1 käsiteltyjen matkailijatiheyksien kanssa, sai meidät valitsemaan juuri nämä viisi autiotupaa tutkimuskohteiksi. Ihanteellinen tilanne olisi ollut suorittaa tutkimus kaikilla Käsivarren erämaan tuvilla ja vertailla kesäkauden matkailijamääriä ja tutkittavia muuttujia toisiinsa. Hyvin nopeasti suunnittelun alussa kävi kuitenkin selväksi, että viisi

tupaa on erityisesti aikataulullisten syiden takia suurin mahdollinen määrä tutkimuskohteita kolme kuukautta kestävän kesäkauden aikana toteutettavalle tutkimukselle.

Taulukko 1. Tutkimuskohteiksi valittujen autiotupien rakennus- ja kunnostusvuodet, tilakapasiteetti, korkeus merenpinnasta ja sijaintikoordinaatit. Alunperin Metsäntutkimuslaitoksen rakennuttaman Saanajärven päivätuvan rakentamis- tai kunnostusvuodesta ei Lapin luontopalveluilta ollut tietoa saatavilla.

\* Saarijärven ja Kuonjarjoen autiotupien yhteydessä on lukittava varaustupa. Vuodepaikkojen lukumäärä on näiden yhteenlaskettu maksimimajoituskapasiteetti.

Tupa	Rakennus- -vuosi	Kunnostus- vuosi	Vuode-paikkojen määrä	Korkeus merenpinnasta (m)	Tuvan Koordinaatit (YKJ)
Saanajärven päivätupa	-	-	0	683	7675920 3255630
Saarijärven autiotupa	1961	1992	20 *	684	7675870 3264770
Kuonjarjoen autiotupa	1969	2000	20 *	866	7679770 3270240
Lossujärven autiotupa	1961	1992	6	810	7691550 3263190
Meekojärven autiotupa	1963	1986	6	601	7685730 3270120

### 2.3. Tutkimusmenetelmät

Tutkimuksen maastotyöt tehtiin kahden erillisen maastojakson aikana 4.6.–23.6. ja 8.8.–22.8. 2011. Jokaisella tutkimustuvalla vietettiin molempien maastojaksojen aikana kolme vuorokautta. Ensimmäisen maastojakson aikana jokaiselle tuvalle perustettiin tutkimuspisteet maaperän typpipitoisuuden määrittämistä, hyönteisten kuoppapyyntiä ja kasvillisuuden tarkastelua varten. Tutkimuspisteet sijaitsivat määrätietoisuudella kolmena tutkimuslinjana kolmeen mahdollisimman paljon toisistaan eroavaan ilmansuuntaan. Linjat suunnattiin maastonmuodoiltaan mahdollisimman samankaltaisiksi katsottuihin suuntiin. Suuria maaston korkeuseroja, rakkakivikoita ja vesistöjä vältettiin mahdollisuuksien mukaan.

Tutkimuspisteiden etäisyydet tutkittavasta tuvasta olivat 15, 30, 60, 120, 240, 480 ja 960 metriä. Tutkimuspisteiden etäisyys mitattiin gps-paikantimella tuvan keskikohdasta, jolloin 15 metrin tutkimuspiste sijaitsi todellisuudessa lähempänä, keskimäärin noin 5-10 metrin päässä ulkoseinästä. Jokaiseen tutkimuspisteeseen sijoitettiin kaksi kuoppapyydydystä

ja kaksi epäorgaanista tyyppiä maasta keräävää ioninvaihtoresiiniä sisältävää verkkopussia. Nämä pisteet purettiin toisen kenttäjakson aikana elokuussa. Kasvillisuuden tarkastelua varten tutkimuspisteiden ympärille tehtiin kolme yhden neliömetrin kokoista kasviruutua elokuun maastojakson aikana (liite 3). Linnut laskettiin vain kesäkuun maastojakson aikana samoilla tutkimuslinjoilla, mutta laskentapistet sijaittivat tuvan kohdalla ja 200, 400, 600, 800 ja 1000 metrin etäisyydellä tuvasta. Käyn menetelmät yksityiskohtaisemmin läpi seuraavissa kappaleissa.

Meekojärven autiotuvan itäisen tutkimuslinjan kaksi kauimmaista tutkimuspistettä jätettiin maastossa tekemättä, koska linjan loppuosa poikkesi vallitsevalta kasvillisuudeltaan muista tutkimuspisteistä. Kartalta valitut kaksi pistettä sijaittivat noin kahden metrin korkuisessa ja laajassa pajupensasryteikössä, jossa lintujen pistelaskennan tai kasvillisuusruutujen toteuttaminen olisi ollut hankalaa. Näistä pisteistä määritetyt lajiryhmäkohtaiset tulokset olisivat myös eronneet muusta aineistosta.

Riippumattomina havaintoina toimivia tutkimuspisteitä on niveljalkais-, kasvillisuus- ja typpiaineistossa yhteensä 103. Tutkimuspisteiden sisäiset toistot mukaan laskettuna kasviruutuja tehtiin yhteensä 307 kappaletta ja niveljalkaisten kuoppapyynti toistettiin 199 pyydyksellä. Lintujen pistelaskenta tehtiin 75 kertaa.

### **2.3.1. Niveljalkaisten kuoppapyynti**

Niveljalkaisten eli hämähäkkieläinten ja hyönteisten pyydystämistä varten jokaisen tutkimuspisteen välittömään läheisyyteen asetettiin kaksi kuoppapyydystä (Greenslade 1964). Kuoppapyydykset pyrittiin sijoittamaan mahdollisimman lähelle itse tutkimuspistettä noin metrin etäisyydelle toisistaan. Kuoppapyydyksen täsmällisen paikan määräsi karikekerroksen paksuus, sillä kiviseen maahan noin 10 senttimetrin syvyyteen asetettavan kuoppapyydyksen poraaminen oli vaikeaa. Karikekerroksen paksuus ja maaston kivisyys vaihtelivat suuresti neliömetrin suuruisella alueella, ja sopivan kohdan löytäminen vaati usein monta kaivamisyritystä.





Kuvat 6 ja 7. Maahan asetettu kuoppapyydyys ja työvälineet Saarijärven autiotuvan edessä (vasemmalla). Kuoppapyydyksen keräämien niveljalkaisten tyhjentäminen teesihdin avulla näytenpurkkiin Saanajärven päivätuvan tutkimusalueella (oikealla).

Kuoppapyydyksen kolon kaivamiseen käytin puutarhalapiota ja puutarhatyökalua, jolla poistetaan voikukkia nurmikolta (kuva 6). Kuoppapyydyys on seitsemän senttimetriä syvä maahan sijoitettava pieni jogurttipurkin kokoinen muovikuppi, jonka suuaukon halkaisija on seitsemän senttimetriä. Kuppi asetettiin maahan, reuna hieman maanpinnan alapuolelle, jotta niveljalkaiset voivat pudota esteettä pyydykseen. Kupin päälle asetettiin muovikansi, jonka alta niveljalkaiset pääsevät purkkiin, mutta joka suojaa pyydystä sadevedeltä (kuva 4). Kuoppapyydykset keräävät maanpintaa pitkin liikkuvia hyönteisiä passiivisesti ilman syöttiä tai houkutinta. Liikkuessaan maanpinnalla hyönteinen putoaa vahingossa pyydykseen ja hukkuu kupissa olevaan nesteeseen (0,5 dl haihtumatonta 30 % etyyli glykoli-seosta).

Taulukko 2. Kuoppapyydysten pyyntijaksot pyyntivuorokaudet ja ehjänä säilyneiden pyydysten lukumäärät tutkimuskohteittain.

Tutkimuskohde	Pyyntijakson pvm.	Pyyntivuorokausia	Ehjänä säilyneitä pyydyksiä
Saanajärvi	4.6 – 8.8	86	42
Saarijärvi	9.6 – 11.8	84	42
Kuonjarjoki	12.6 – 14.8	84	40
Lossujärvi	18.6 – 20.8	84	41
Meekojärvi	21.6 – 22.8	83	34



Hyönteisaineisto kerättiin kuoppapyydyksistä elokuun maastojakson aikana. Purkin pyyntineste ja hyönteiset erotettiin maastossa toisistaan kaatamalla purkin sisältö teesihdin läpi (kuva 7) ja kunkin purkin hyönteiset säilöttiin luetteloituna omassa näytekupissaan 30% denaturoimattomaan etanoliin. Hyönteiset määritettiin Helsingin yliopiston ympäristötieteiden laitoksen tiloissa Viikissä.

Niveljalkaisaineiston määrittämisessä huomioitiin vain yli yhden millimetrin pituiset, aikuismuotoiset eläimet, jotka määritettiin preparointimikroskoopin avulla. Alle millimetrin kokoiset eläimet saattoivat pyydysten tyhjentämisyvaiheessa jäädä kiinni siivilänä käytettyyn teesihtiin (kuva 5). Hyvin pienikokoiset ryhmät, kuten hyppyhäntäiset (Collembola) ja punkit (Acari) jäivät tarkastelun ulkopuolelle. Myös toukkavaiheet ja kuoppapyydyksiin satunnaisesti päätyvät ja pääasiallisesti lentämällä liikkuvat hyönteisryhmät kuten kaksisiipiset (Diptera), verkkosiipiset (Neuroptera) ja pistiäiset (Hymenoptera) jätettiin pois aineistosta. Tarkasteluun päätyneet yksilöt määritettiin heimotasolle poikkeuksena maakiitäjäiset (Carabidae), jotka määritettiin lajitasolle. Maakiitäjäiset ovat pääasiassa suurikokoisia petokovakuoriaisia ja niiden tunnistaminen lajilleen on määrittämissopaiden avulla suhteellisen helppoa ja nopeaa (Lindroth 1985, Lindroth 1986, Luff 2007). Muiden hyönteisheimojen tai hämähäkkien lajitason tunnistamiseen olisi kulunut opinnäytetyön ohjeelliseen työmäärään suhteutettuna liian paljon aikaa.

### **2.3.2. Maaperän typpipitoisuuden määrittäminen**

Maaperän ammonium- ja nitraattityypen ( $\text{NH}_4^+$  ja  $\text{NO}_3^-$ ) saatavuus määritettiin samoista tutkimuspisteistä. Jokaiseen tutkimuspisteeseen asetettiin ensimmäisen kenttäjakson aikana kaksi ioninvaihtoresiiniä (Amberlite® MB-150 Mixed Bed Exchanger, Rohm and Haas, 75579 Paris Cedex 12, France) sisältävää verkkopussia (5x5 cm, silmäkoko 200  $\mu\text{m}$ , 1 g tp. resiiniä per pussi). Yhteensä resiinipusseja asetettiin tutkimuksessa 105. Pussit kiinnitettiin kiinni, numeroitiin ja merkittiin punaisella merkkinauhalla, jotta ne löytyivät maastosta tutkimusjakson jälkeen. Pussit sijoitettiin maastossa orgaanisen kerroksen alle noin 10 senttimetrin syvyyteen puutarhalapiolla ja pinseteillä (Kuva 8). Resiiniä käsiteltiin kaikissa työvaiheissa kumihanskoja käyttäen, ettei pusseihin päätyisi typpiyhdisteitä ennen niiden asentamista koepisteen maaperään. Pusseihin eri käsittelyvaiheissa päätyvän typen määrä arvioitiin viiden kontrollipussin avulla, joille suoritettiin kaikki samat työvaiheet pois lukien maaperään asettaminen. Kenttäjakson ajan kontrollipusseja säilytettiin Kilpisjärven biologisen aseman pakastimessa.



Kuva 8. Ioninvaihtoresiiniä sisältävän verkkopussin asentaminen lapion ja pinsettien avulla karikkeen sekaan.

Maassa karikkeen sisällä ollessaan resiini sitoo itseensä ympäristöstään erilaisia ionimuotoisia yhdisteitä. Resiiniin päätyvä ionimuotoinen typpi antaa kuvan maaperässä kasvien saatavilla olevasta epäorgaanisesta tyyppistä. Resiiniin kertyvä typpi ei anna absoluuttista arviota typen määrästä tai mineralisaatiosta maaperässä tiettyä pinta-ala- tai tilavuusyksikköä kohti, mutta määriä voidaan vertailla keskenään eri tutkimustupien ja etäisyyksien välillä (vrt. Stark ja Kytöviita 2006) Näin saadaan kuva maaperän epäorgaanisen typen alueellisesta vaihtelusta tutkimusalueilla. Resiinipussien annettiin olla maassa sama kahden maastojakson välinen aika kuin kuoppapyydystenkin (taulukko 2).

Typpimääritykset tehtiin Helsingin yliopiston ympäristöekologian osastolla Lahdessa. Ensimmäisessä työvaiheessa resiinipussit puhdistettiin niihin tarttuneesta maasta tislattulla vedellä huuhtelemalla. Kunkin näytteenottopaikan kaksi resiinipussia laitettiin yhteen 100 millilitran mittapulloon. Mittapulloon lisättiin 50 millilitraa 2M KCL-liuosta, johon resiinin sisältämät typpi-ionit uuttuivat. Uuttuminen tapahtui ravistelijassa huoneen lämmössä kahden tunnin aikana. Saatu uutos suodatettiin Whatman<sup>TM</sup> Glass Microfiber Filter -suodatinpaperin läpi ja säilytettiin pakastimessa (-18 °C) kunnes typpipitoisuus määritettiin Lachat QuikChem 8000 -analysointilaitteella (Zallweger Analytics, Inc., Lachat Instruments Division, USA).

### 2.3.3. Kasvillisuuden tarkastelu

Kasvillisuustarkastelu suoritettiin kasviruutumenetelmällä samoista pisteistä kuin maaperän ja niveljalkaisten tarkastelu. Jokaisessa tutkimuspisteessä perustettiin kolme neliömetrin kokoisesta kasviruutua, jonka sisällä putkilokasvit määritettiin lajilleen ja niiden peittävyudet arvioitiin silmämääräisesti prosenttiosuuksina (kuva 9). Heinille ja saroille annettiin yhteinen peittävyysprosentti. Sammalille ja jäkälille määritettiin molemmille oma peittävyysprosentti, mutta valtakorkeutta ei laskettu. Ruudulta arvioitiin myös kivien ja paljaan maan osuudet. Kasviruudut sijoitettiin tutkimuspisteen ympärille kolmen metrin päähän tutkimuspisteestä siten, että yksi ruutu tuli suoraan tuvalle päin tutkimuspisteestä ja kaksi muuta 120 astetta myötä- ja vastapäivään tutkimuspisteen ympärille (liite 3). Vain jos ruutu sijoittui selvästi polun päälle, sitä siirrettiin mahdollisimman lyhyt matka pois polun kohdalta.



Kuva 9. Lauri Rosenius ja Hanna Jauhiainen määrittävät kasveja Saanajärven päivätuvan tutkimusalueella. Yhteensä kasviruutuja tehtiin 307 kappaletta. Yhteistyö nopeutti urakkaa huomattavasti.

Putkilokasvien korkeus mitattiin ryhmäkohtaisina valtapituuksina vaivaiskoivulle, tunturikoivulle, katajalle, pajuille, heinäkasveille ja ruohovartisille putkilokasveille. Ek (2011) on omassa pro gradu -työssään laskenut Venäjän tundrakasvillisuuden eri funktionaalisille ryhmille regressiopohjaiset mallit, joissa kasvillisuuden pituuden ja peittävyuden avulla ennustettiin biomassaa. Mitattujen ryhmäkohtaisten valtapituuksien ja peittävyysprosenttien avulla jokaiselle tutkimusruudulle pystyttiin Ekin (2011) mukaan

laskea arvio ruudun sisältämästä kokonaiskasvibiomassasta. Kasvilajien määrittämiseen maastossa käytettiin Suomen Tunturikasviota (Väre ja Partanen 2011). Maastossa tunnistamattomia kasvinäytteitä tunnistettiin myös myöhemmin Kilpisjärven biologisella asemalla Suuren pohjolan kasvion (Mossberg ja Stenberg 2005) sekä Kilpisjärven biologisen aseman amanuenssin Rauni Partasen avustuksella.

#### 2.3.4. Lintulaskenta

Tutkimusalueen linnustoa selvitettiin pistelaskentoina samoilta tutkimuslinjoilta kuin kasvillisuuden, maaperän ja hyönteisten tarkastelua, mutta havainnointi tapahtui vain ensimmäisen kenttäjakson aikana kesäkuussa 5.6.–23.6. Kesäkuu on pohjoisimmassa Käsivarressa otollisinta aikaa pesimälinnuston selvitykseen pesinnän ollessa täydessä käynnissä, vaikka vuosien väliset vaihtelut vaikuttavatkin pesinnän tarkkaan ajoittumiseen (Järvinen 1984). Pistelaskennat suoritettiin 200 metrin välein yhden kilometrin etäisyydelle tuvasta. Tuvan kohdalla sijainnut laskentapiste laskettiin vain kertaalleen, mutta muille etäisyyksille tuli tuvan laskennoissa kolme toisistaan riippumatonta toistoa.

Taulukko 3. Lintulaskentojen päivämäärät, kellonajat ja vallinnut säätila.

Tutkimuskohde	Päivämäärä	Säätila	Kellonaika
Saanajärvi	5.6.	Pilvinen, -2 °C, tuuli kohtalaista	09:41–14:11
Saarijärvi	10.6.	Pilvetön +20 °C, tyyntä	09:41–17:20
Kuonjarjoki	13.6.	Pilvinen +5-10 °C, ohutta sumua, tuuli heikkoa	10:30–13:52
Lossujärvi	19.6.	Pilvinen +5-10 °C, tuuli heikkoa	06:06–13:50
Meekojärvi	23.6.	Pilvinen +10 °C, tuuli kohtalaista	08:18–10:04



Kuva 10. Lintujen pistelaskenta käynnissä Saanajärven päivätuvan tutkimusalueella.

Lintujen pistelaskentoja toteutettiin tutkimuksen aikana yhteensä 75 tutkimuspisteessä. Pistelaskenta tapahtui kymmenen minuuttia kestäneenä havainnointina yhdestä tarkastelupisteestä 360 asteen näkökentällä, jonka aikana jokainen 50 metrin säteellä nähty tai kuultu lintuyksilö laskettiin mukaan erilliseksi yksilöksi. Havaintoa ei kirjattu, jos oli todennäköistä, että sama lintu oli jo tullut lasketuksi edellisestä laskentapisteestä. Tarkastelussa otettiin huomioon vain ne yksilöt, jotka aktiivisesti ruokailivat, varoittelivat, saalistivat tai muuten käyttäytyivät paikallisesti laskenta-alueella. Laskennassa käytettiin apuna Nikon Monarch 8x42 -kiikareita ja Nikon Fieldscope Ed 50 -kaukoputkea (kuva 10).

Ihmisen toiminnan vaikutuksia linnuston tilaan tutkitaan monilla erilaisilla menetelmillä. Kattavinta tietoa jonkin alueen lintuyhteisön muutoksista tarjoavat pitkään samoilla menetelmillä, mahdollisimman laajalla alueella toteutetut seurannat ja niistä koostetut lintuatlakset (esim. Valkama ym. 2011). Yleisesti käytetty tutkimusmenetelmä tutkittaessa nimenomaan ihmistoiminnan vaikutuksia jonkin tietyn tarkastelualueen linnustoon on lintulaskenta kaupunki-maaseutu-gradientilla (Blair 2004, Cleargeau ym. 2006, Garaffa ym. 2009, van Rensburg ym. 2009, Dures & Cumming 2010). Omassa tutkimuksessani käytetty koeasetelma on eräänlainen pienoiskoossa toteutettu kaupunki-maaseutu-gradientti.

## **2.4. Tilastolliset menetelmät**

### **2.4.1. Havaintoyksiköt**

Tulosten tilastollisessa testaamisessa käytettiin kaikissa lajiryhmissä todellisuudessa havaittuja yksilö- ja lajimääriä. Tuloksia varten ei laskettu ns. indeksiarvoja, joissa havaittu yksilömäärä jaettaisiin esimerkiksi kuoppapyydysten pyyntivuorokausilla. Kuoppapyydykset ja resiinipussit olivat maastossa tutkimuskohteesta riippuen 83–86 vuorokautta (Taulukko 2.), jolloin yksittäisten pyydysten pyyntiajat vaihtelevat kolmella vuorokaudella. Tätä ei tulosten tilastollisessa tarkastelussa ole pyritty korjaamaan, sillä kolmen vuorokauden pyyntiaikojen eroa yli 12 viikkoa kestäneen tutkimusjakson aikana voi pitää vähäisenä. Lintulaskennan aikana tehdyille havainnoille ei ole myöskään laskettu lajeille ominaisten kuuluvuusindeksien mukaisia korjauskertoimia.

Samasta tutkimuspisteestä tehtyjen kolmen kasvivuoden ja kahden kuoppapyydyksen kaikista havainnoista laskettiin aineiston käsittelyvaiheessa keskiarvot, jotta havainnot muodostuisivat toisistaan riippumattomista toistoista. Saman tutkimuspisteen molemmat resiinipussit käsiteltiin analyysivaiheessa yhtenä, jolloin tutkimuspisteen  $\text{NH}_4^+$ - ja  $\text{NO}_3^-$ -tyypin määrät ovat todellisuudessa näiden kahden pussin antama summa. Jos toinen tutkimuspisteen resiinipusseista oli tuhoutunut tai hävinnyt maastojakson aikana, kerrottiin toisen pussin tyypimäärä kahdella. Yhteensä 24 resiiniä sisältänyttä verkkopussia oli joko hävinnyt tai vedetty punaisesta merkkinarusta pois karikkeen seasta. Nämä hylättiin tuhoutuneina.

### **2.4.2. Ympäristömuuttujien tarkastelu**

Tutkituissa eliöryhmissä havaitun vaihtelun selittämisessä käytettiin Paituli-paikkatietopalvelun tarjoamaa Maanmittauslaitoksen korkeusmallia ja Ilmatieteen laitoksen lämpötila-aineistoja (Tieteen tietotekniikan keskus 2013). Määritin jokaiselle tutkimuspisteelle ArcGis 9.3. -ohjelmalla korkeuden merenpinnasta, rinteiden suunnan, rinteiden jyrkkyyden ja vuotuisen lämpösumman (liite 6, havainnekuvat). Näistä muuttujista vain korkeus merenpinnasta antoi aineistojen alustavassa tarkastelussa järkevän suuntaisia tuloksia. Koska usean, osittain samaa ilmiötä kuvaavan korreloituneen ympäristömuuttujan käyttäminen tilastollisen mallin selittäjänä ei ole mielekäästä, valitsin lopulliseen tarkasteluun tutkimuspisteen ympäristöä kuvaavaksi muuttujaksi vain tutkimuspisteen korkeuden merenpinnasta.

### 2.4.2. Tilastolliset analyysit

Aineistot testattiin tilastollisesti SPSS-ohjelmistoa (versio 21.0) ja kovarianssianalyysii käyttäen. Analyyseissä lajiryhmäkohtaisten muuttujien kuten hyönteisten yksilömäärän tai kasvillisuuden biomassan alueellista vaihtelua pyrittiin selittämään tuvalla eli tutkimuspaikalla, tutkimuspisteen etäisyydellä tuvasta sekä tutkimuspisteen korkeudella merenpinnasta. Käytetyissä malleissa tupa oli kiinteä muuttuja, kun taas etäisyys tuvasta ja korkeus merenpinnasta olivat kovariaatteja. Jos etäisyyden lisäksi korkeus merenpinnasta oli merkitsevä riskitasolla  $P < 0,1$ , testasin etäisyyden vaikutusta myös III-tyyppin mallilla. Siinä etäisyysvaikutuksen selitysvoimaa testataan vasta, kun korkeuden vaikutus on poistettu mallista. Lisäksi malleissa testattiin tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutusta. Tämä yhdysvaikutus testaa etäisyysvaikutuksen vaihtelua tupien välillä.

Maaperän typpipitoisuusaineisto jaettiin kahteen osaan; 15–30 ja yli 60 metrin etäisyydellä sijainneet pisteet. Näiden kahden ryhmän keskiarvoja verrattiin toisiinsa yksisuuntaisella varianssianalyysillä.

Heinittymisen ja maaperän typpipitoisuuden vaikutusta niveljalkaisten alueellisen esiintymisen selvitetiin regressioanalyysillä. Myös maaperän ammoniumtyypen määrän vaikutusta heinittymiseen tarkasteltiin regressioanalyysillä.

Tilastollisesti merkitsevien erojen rajana pidin  $P$ :n arvoa 0,05.  $P$ :n arvoja 0,05-0,1 pidin tulosten kannalta suuntaa-antavina. Aineistojen normaaliutta testattiin Levenen-testillä. Aineistojen varianssien homogeenisuutta ja virhevaihtelun normaaliutta tarkasteltiin myös silmämääräisesti residuaalien histogrammeista sekä kontrastoimalla mallin residuaaleja ja mallista laskettuja sovitettuja arvoja scatter plot -kuvaajalla.

### 2.4.3. Muunnokset

Niveljalkaisten ja hyönteisten yksilömäärille, putkilokasvien peittävyysprosentteille ja lajimäärälle sekä typpiarvoille tehtiin Ln-muunnokset ennen tilastollista testausta. Kaikille näille aineistoille oli tyypillistä sekä varianssien kasvu tutkimusetäisyyden pienentyessä että epälineaarinen vaste tutkimusetäisyyteen. Logaritmimuunnoksen avulla havaintojen epälineaarisuus ja varianssien heteroskedastisuus korjautuivat riittävän hyvin, jotta lineaarisen mallin lähtöoletukset täyttyivät.

### 3. Tulokset

Tutkittujen eliöryhmien ja maaperän tyyppipitoisuuden alueellinen jakautuminen autiotupien ympäristössä oli tutkimuksen keskeisin tarkastelun kohde. Seuraavissa kappaleissa tulokset esitetään eliöryhmäkohtaisesti. Kuvaajien piirtämisessä on käytetty todellisia havaittuja arvoja jos ei toisin mainita.

#### 3.1. Niveljalkaisten kuoppapyynnin alueelliset tulokset

Kuoppapyynnissä 199 pyydystä keräsivät viidellä eri tutkimuskohteella 16766 pyyntivuorokauden aikana yhteensä 5744 niveljalkaista. Kokonaisyksilömäärästä lajilleen määritettyjä maakiitäjäisiä (Carabidae) oli 1500 (26,1 % niveljalkaisten kokonaismäärästä, yksilömäärällisesti suurin heimo). Maakiitäjäiset jakautuivat kymmeneen eri lajiin (taulukko 4). Loput 4244 niveljalkaista jakautuivat kahteen hämähäkkieläinten (Arachnida) lahkoon ja yhdeksään hyönteisten (Insecta) heimoon (taulukko 5). Yhteensä niveljalkaisten pyyntiaineisto jakautui 21 määritettyyn taksoniin.

Taulukko 4. Maakiitäjäislajien yksilömäärät runsausjärjestyksessä.

Maakiitäjäislaji	Yksilömäärä	Osuus maakiitäjäisten kokonaisyksilömäärästä
<i>Amara alpina</i>	745	49,7 %
<i>Notiophilus aquaticus</i>	292	19,4 %
<i>Miscodera arctica</i>	161	10,7 %
<i>Patrobus septentrionis</i>	84	5,6%
<i>Amara brunnea</i>	74	4,9 %
<i>Cymindis vaporariorum</i>	61	4,2 %
<i>Patrobus assimilis</i>	39	2,6 %
<i>Amara quenseli</i>	25	1,6 %
<i>Nebria rufescens</i>	18	1,2 %
<i>Carabus problematicus</i>	1	< 1 %
<b>Yhteensä</b>	<b>1500</b>	



Taulukko 5. Hyönteisheimojen ja hämähäkkieläinten lahkojen yksilömäärät runsausjärjestyksessä.

Taksoni	Yksilömäärä	Osuus niveljalkaisten kokonaisyksilömäärästä
Maakiitäjäiset (Carabidae)	1500	26,1 %
Lukit (Opiliones)	1471	25,6 %
Hämähäkit (Aranea)	1213	21,1 %
Lyhytsiipiset (Staphylinidae)	522	9,1 %
Sepät (Elateridae)	374	6,5 %
Lehtikuoriaiset (Chrysomelidae)	264	4,9 %
Sarvijäärät (Cerambycidae)	94	1,6 %
Kärsäkkäät (Curculionidae)	92	1,6 %
Typpyluteet (Pentatomidae)	78	1,4 %
Muurahaiset (Formicidae)	73	1,3 %
Lehtisarviset (Scarabaeidae)	55	< 1 %
Leppäpirkot (Coccinellidae)	38	< 1 %
<b>Yhteensä</b>	<b>5744</b>	

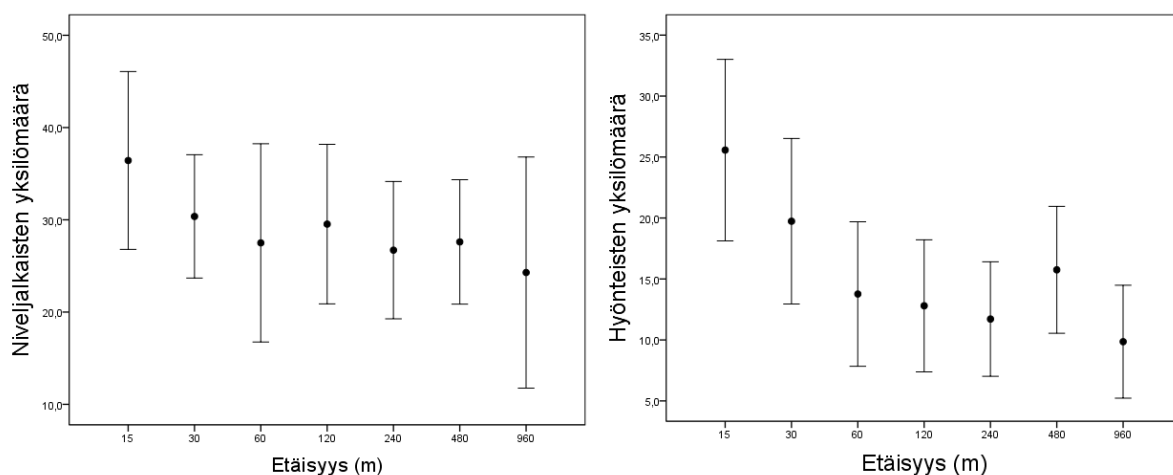
Niveljalkaisten yhteenlaskettu yksilömäärä pieneni, kun etäisyys tupaan kasvoi (kuva 11). Tuvalla oli lisäksi suuntaa-antava vaikutus koko niveljalkaisten yksilömäärään. Hyönteisten yksilömäärä vähentyi selvästi kun etäisyys tupaan kasvoi (kuva 12). mutta yksilömäärään vaikuttivat myös tupa ja korkeus merenpinnasta. Kun korkeuden vaikutus huomioitiin ensin mallissa, oli etäisyysvaikutus hyönteisten yksilömäärän muutokseen hyvin merkitsevä (taulukko 6). Maakiitäjäisten kohdalla etäisyys tuvasta ei selittänyt tilastollisesti merkitsevästi yksilömäärän muutosta, kun tupien väliset erot olivat suuria ja korkeus merenpinnasta oli hyvin merkittävä tekijä. Maakiitäjäisten lajimäärä kuitenkin kasvoi, kun etäisyys tupaan pieneni. Tämä vaikutus pysyi merkitseväenä, kun korkeuden vaikutus oli poistettu mallista (taulukko 6).

Yhteenlaskettu niveljalkaistaksonien määrä kasvoi, kun etäisyys tupaan pieneni (kuva 13). Myös tuvalla havaittiin olevan suuntaa-antava vaikutus (taulukko 6). Tarkasteltaessa niveljalkaisten eliöyhteisöä kokonaisuutena voidaan todeta että, hämähäkkieläimiä ja hyönteisiä oli määrällisesti enemmän tupien lähellä ja että niveljalkaisten eliöyhteisö oli monimuotoisempi tuvan lähellä kuin tupaa ympäröivällä tunturikankaalla.

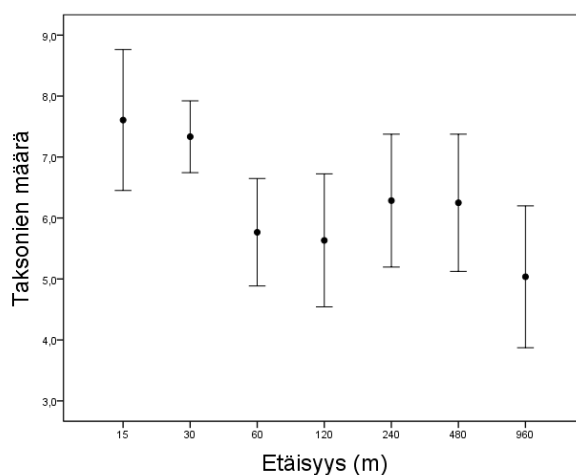
Eri tupien välillä havaittiin koko niveljalkaisten aineistossa suurta vaihtelua kaikissa tutkituissa muuttujissa. Tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutus oli kaikilla tutkituilla muuttujilla tilastollisesti merkitsevä (taulukko 6).

Taulukko 6. Tuvan, etäisyyden, tutkimuspisteen korkeuden ja tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutuksen vaikutukset niveljalkaisten yksilö-, laji- ja taksonimääriin. Merkitsevät tulokset ( $P < 0,05$ ) on **lihavoitu**.

Tutkittu muuttuja	Selittävät muuttujat	df	MS	F	P
<b>Niveljalkaisten yksilömäärä</b>	Etäisyys	1	1,533	5,120	<b>0,026</b>
	Tupa	4	0,718	2,434	0,053
	Tupa x Etäisyys	5	1,075	3,958	<b>0,003</b>
	Korkeus	1	0,783	2,550	0,114
<b>Hyönteisten yksilömäärä</b>	Etäisyys	1	5,062	7,615	<b>0,007</b>
	Tupa	4	3,503	5,914	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	3,103	5,324	<b>&lt;0,001</b>
	Korkeus	1	5,385	8,140	<b>0,005</b>
	Etäisyys kun korkeuden vaikutus on poistettu	1	7,143	11,997	<b>0,001</b>
<b>Maakiitäjäisten yksilömäärä</b>	Etäisyys	1	1,548	1,572	0,213
	Tupa	4	6,471	8,604	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	3,545	4,171	<b>0,002</b>
	Korkeus	1	19,435	24,409	<b>&lt;0,001</b>
<b>Maakiitäjäisten lajimäärä</b>	Etäisyys	1	6,155	4,776	<b>0,031</b>
	Tupa	4	6,999	6,354	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	38,203	159,13	<b>&lt;0,000</b>
	Korkeus	1	19,393	16,791	<b>&lt;0,001</b>
	Etäisyys kun korkeuden vaikutus on poistettu	1	1,419	5,544	<b>0,021</b>
<b>Niveljalkaisten taksonien lukumäärä</b>	Etäisyys	1	30,669	8,710	<b>0,004</b>
	Tupa	4	8,493	2,361	0,059
	Tupa x Etäisyys	5	16,760	5,389	<b>&lt;0,000</b>
	Korkeus	1	4,442	1,173	0,281



Kuvat 11 ja 12. Niveljalkaisten (vasen kuva) ja hyönteisten (oikea kuva) yksilömäärät eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli, n = 14-15).



Kuva 13. Niveljalkaisten taksonimäärät eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli, n = 14-15).

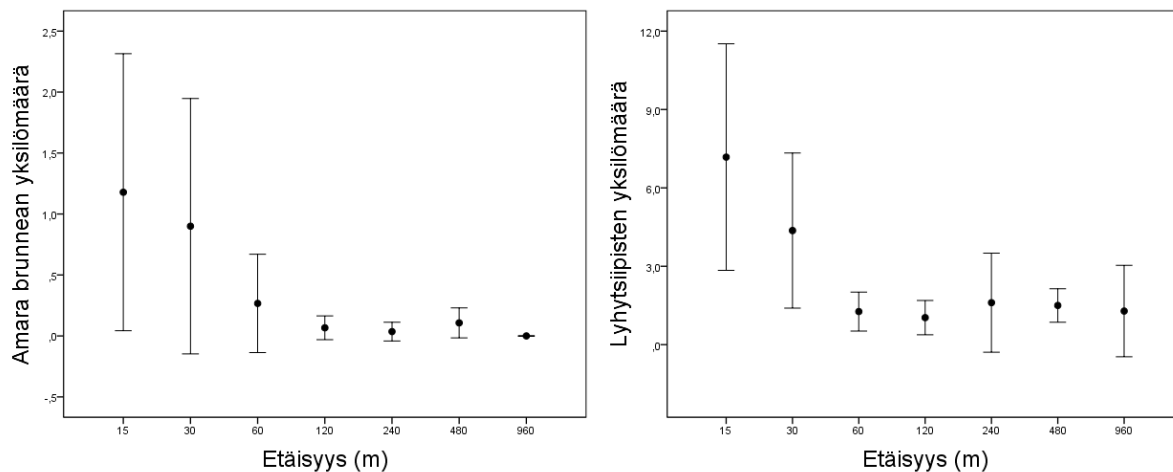
Tuvan pihapiirin (30 metrin säteellä tuvasta) hyönteismäärä oli yhteenlaskettuna keskiarvona tutkimuspistettä kohti 77,5 % korkeampi kuin ympäröivällä tunturikankaalla keskimäärin. Niveljalkaisten kokonaisyksilömäärä oli 22,4 %, ja niveljalkaisten taksonimäärä 29,5 % korkeampi tuvan pihapiirissä.

### 3.1.1. Tupien pihalla kaksi hyönteistaksonia runsastuivat selvästi

Yhden lajilleen määritetyn maakiitäjäisen havaittiin viihtyvän erityisesti tupien välittömässä läheisyydessä: *Amara brunnea* -maakiitäjäistä löytyi 25 kuoppapyydyksestä Saanajärveltä, Saarijärveltä ja Meekolta yhteensä 74 yksilöä. Näistä yksilöistä 81 % havaittiin 15 tai 30

metrin etäisyydellä tuvasta (kuva 14). Etäisyyden tupaan kasvaessa *Amara brunnean* yksilömäärä vähentyi tilastollisesti merkitsevästi ( $P = 0,045$ )

Heimotasolle määritetyistä hyönteistaksoneista lyhytsiipisten runsaus tupien välittömässä läheisyydessä oli myös huomiota herättävää. Varsin yleisenä jokaisella tutkimuskohteella esiintyneiden lyhytsiipisten 522 havaitusta yksilöstä 64 % löytyi 15 tai 30 metrin etäisyydellä tuvasta (kuva 15).



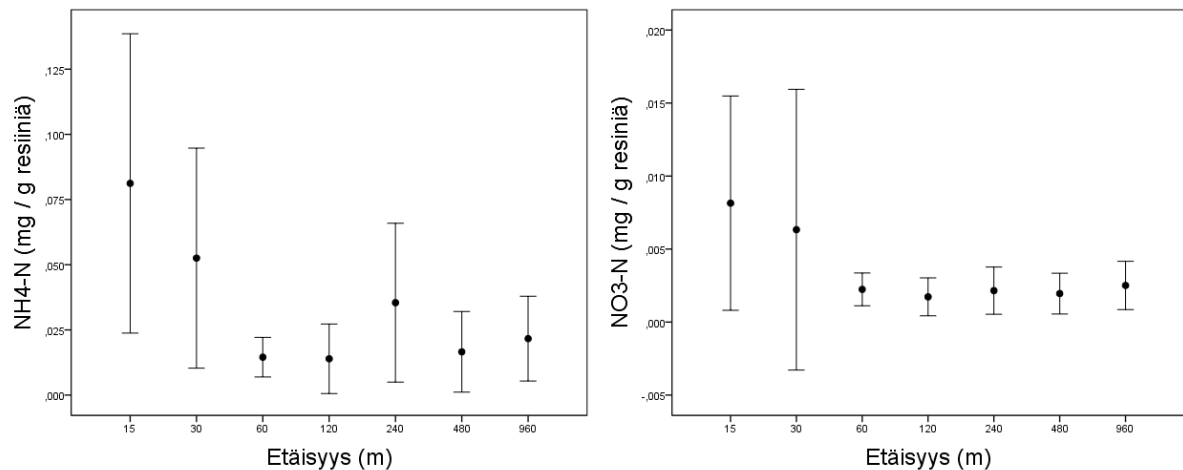
Kuvat 14 ja 15. *Amara brunnea*:n (vasen kuva) ja lyhytsiipisten (oikea kuva) yksilömäärät eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95% luottamusväli,  $n = 14-15$ ).

### 3.2. Maaperän typpipitoisuuden tulokset

Resiiniin sitoutuneen  $\text{NH}_4^+$ - ja  $\text{NO}_3^-$ -typen määriin ei kovarianssianalyysin mukaan vaikuttanut merkitsevästi yksikään selittävistä muuttujista (taulukko 7). Tupien välillä ei ollut eroja, eikä korkeus merenpinnasta vaikuttanut typen määriin. Etäisyydellä oli suuntaa-antavan vaikutus ammoniumtypen ( $\text{NH}_4^+$ ) määrään ( $P = 0,062$ ) ja molempia typpiyhdisteitä näytti sitoutuneen resiiniin enemmän 15 ja 30 metrin päässä tuvasta kuin muilla tutkimusetäisyyksillä (kuvat 16 ja 17).

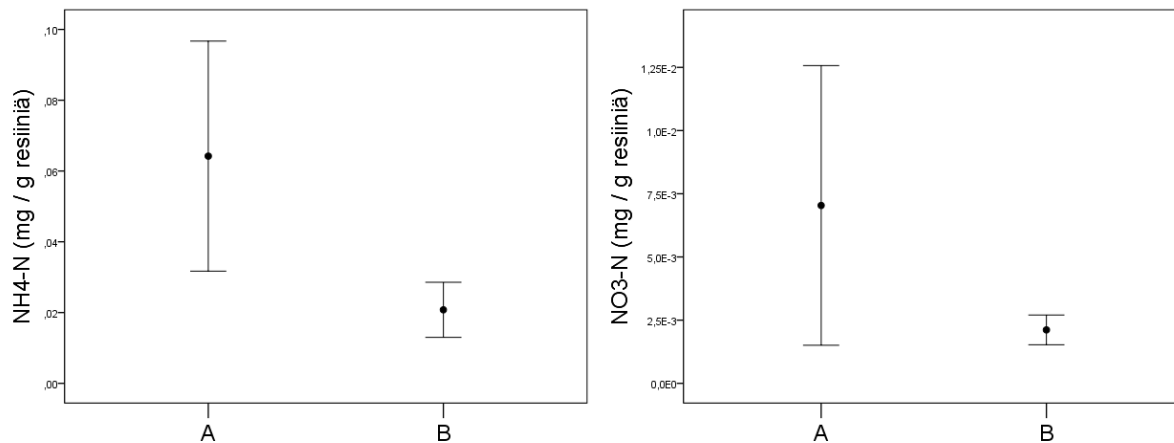
Taulukko 7. Tuvan, etäisyyden, tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutuksen ja tutkimuspisteen korkeuden vaikutus  $\text{NH}_4^+$  ja  $\text{NO}_3^-$  typen määriin. Merkitsevät tulokset ( $P < 0,05$ ) on **lihavoitu**.

Tutkittu muuttuja	Selittävät muuttujat	df	MS	F	P
<b><math>\text{NH}_4</math></b>	Etäisyys	1	5,703	3,562	0,062
	Tupa	4	0,931	0,557	0,695
	Tupa x Etäisyys	5	3,290	2,116	0,070
	Korkeus	1	<0,000	0,000	0,997
<b><math>\text{NO}_3</math></b>	Etäisyys	1	1,880	1,151	0,286
	Tupa	4	0,539	0,321	0,864
	Tupa x Etäisyys	5	1,687	1,034	0,403
	Korkeus	1	0,612	0,372	0,543



Kuvat 16. ja 17. Resiiniin sitoutuneen  $\text{NH}_4^+$ - (vasen kuva) ja  $\text{NO}_3^-$ -typen (oikea kuva) määrät eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli,  $n = 14\text{--}15$ ).

Huomionarvoista typpituloksissa on se, että 15 ja 30 metrin etäisyydellä etäisyyden sisäinen vaihtelu oli suurempaa kuin muilla tutkimusetäisyyksillä (kuvat 12 ja 13). Kovarianssianalyysin lisäksi typpituloksia testattiin myös yksisuuntaisella varianssianalyysillä kahtena ryhmänä (15–30 metrin etäisyys vastaan 60–960 metrin etäisyys), jolloin sekä  $\text{NH}_4^+$ - ( $P < 0,000$ ) että  $\text{NO}_3^-$ -typen ( $P = 0,047$ ) määrässä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero: tuvan pihapiirissä sijainneissa pisteissä resiiniin oli sitoutunut selvästi enemmän typpeä (kuvat 18 ja 19).



Kuvat 18. ja 19. Resiiniin sitoutuneen  $\text{NH}_4^+$ - (vasen kuva) ja  $\text{NO}_3^-$ -typen (oikea kuva) määrät (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli). Ryhmässä A ovat 15 ja 30 metrin etäisyydellä ( $n = 30$ ) ja ryhmässä B 60-960 metrin etäisyydellä ( $n = 73$ ) tuvasta sijainneet tutkimuspisteet.

Tuvan pihapiirin (30 metrin säteellä tuvasta)  $\text{NH}_4^+$ -typpimäärä oli yhteenlaskettuna keskiarvona tutkimuspistettä kohti 204 % korkeampi kuin ympäröivällä tunturikankaalla keskimäärin.  $\text{NO}_3^-$ -typen määrä oli tuvan pihapiirissä keskimäärin 250 % korkeampi.

### 3.3. Kasvillisuuden alueelliset muutokset

Tutkimusruuduilta määritettiin yhteensä 97 putkilokasvilajia (liite 4). Hankalien sukujen, kuten voikukkien (*Taraxacum*) ja ukonkeltanoiden (*Hieracium*) yksilöt jätettiin määrittämisessä sukutasolle. Heinät (*Poaceae*) ja sarat (*Carex*) pyrittiin tunnistamaan lajilleen, mutta loppukesällä pahasti kellastuneet tai osittain syödyt yksilöt määritettiin ainoastaan saroiksi tai heiniksi.

Kasvillisuudessa oli tupien välillä suuria eroja (taulukko 8). Eniten putkilokasvikasvilajeja havaittiin Saanajärven päivätuvan ympäristöstä (71 lajia) ja vähiten Meekon autiotuvalta (38 lajia). Saanajärven putkilokasvilajimäärä oli huomattavan korkea verrattuna muidenkin tupien lajimääriin: Saarijärvi 49, Kuonjarjoki 39, Lossujärvi 53. Tutkimuspisteen etäisyys tuvasta tai korkeus merenpinnasta ei selittänyt putkilokasvien lajimäärän vaihtelua (taulukko 8). Tupa ja korkeus merenpinnasta vaikuttivat merkittävästi kasvillisuuden biomassaan, mutta etäisyydellä tuvasta ei ollut vaikutusta. Kaikilla tutkituilla kasvillisuusmuuttujilla tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutus oli tilastollisesti merkitsevä. Tämä tarkoittaa, että etäisyysvaikutus kasvillisuuteen vaihteli tupien välillä (taulukko 8).

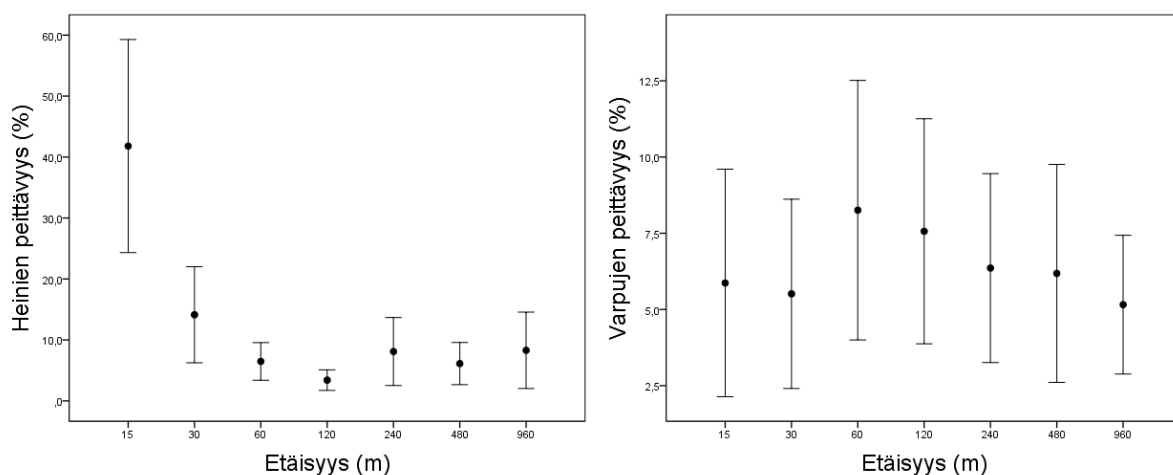
Erityinen kiinnostuksen kohde kasvillisuuden tarkastelussa oli heinien ja varpujen ryhmäkohtaiset peittävyudet ja niissä mahdollisesti tapahtuvat muutokset tupien välittömässä

läheisyydessä. Varpujen peittävyys ei tapahtunut tilastollisesti merkitseviä muutoksia etäisyyden kasvaessa, vaikka 15 ja 30 metrin etäisyydellä varpujen peittävyysprosentti olikin keskimäärin pienempi kuin 60 ja 120 metrin tutkimusetäisyyksillä (kuva 21). Tupien välinen vaihtelu ( $P < 0,001$ ) ja korkeus merenpinnasta ( $P < 0,001$ ) sen sijaan selittivät merkittävästi varpukasvillisuuden peittävyys havaittua vaihtelua. Heinien peittävyys väheni etäisyyden kasvaessa tuvasta, mutta myös tuvalla ja korkeudella merenpinnasta oli vaikutusta (kuva 20). Kun korkeuden vaikutus poistettiin, oli etäisyyden vaikutus heinien peittävyyteen hyvin merkitsevä. Heinien ja sarojen lajimäärien muutoksia etäisyys tuvasta ei selittänyt. (taulukko 8).

Taulukko 8. Tuvan, etäisyyden, tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutuksen ja tutkimuspisteen korkeuden vaikutus kasvillisuuden peittävyksiin, lajimääriin ja biomassaan. Merkitsevät tulokset ( $P < 0,05$ ) on **lihavoitu**.

Tutkittu muuttuja	Selittävät muuttujat	df	MS	F	P
<b>Heinien ja sarojen peittävyys</b>	Etäisyys	1	7,576	4,280	<b>0,041</b>
	Tupa	4	4,826	2,831	<b>0,029</b>
	Tupa x Etäisyys	5	4,198	2,463	<b>0,038</b>
	Korkeus	1	13,004	7,577	<b>0,007</b>
	Etäisyys kun korkeuden vaikutus on poistettu	1	11,801	7,306	<b>0,008</b>
<b>Varpujen peittävyys</b>	Etäisyys	1	0,220	0,233	0,630
	Tupa	4	6,624	9,890	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	2,253	2,630	<b>0,029</b>
	Korkeus	1	13,980	17,747	<b>&lt;0,001</b>
<b>Putkilokasvien lajimäärä</b>	Etäisyys	1	0,48	0,235	0,629
	Tupa	4	2,182	18,207	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	0,489	0,2631	<b>0,028</b>
	Korkeus	1	0,126	0,627	0,430
<b>Heinien ja sarojen lajimäärä</b>	Etäisyys	1	1,500	1,730	0,191
	Tupa	4	4,569	6,321	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	2,981	3,898	<b>0,003</b>
	Korkeus	1	10,437	13,401	<b>&lt;0,001</b>
<b>Kasvillisuuden biomassa</b>	Etäisyys	1	2796,295	0,327	0,569
	Tupa	4	75891,175	13,203	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	18426,237	2,307	<b>0,050</b>
	Korkeus	1	226646,90	35,755	<b>&lt;0,001</b>





Kuva 20. ja 21. Heinien (vasen kuva) ja varpujen (oikea kuva) peittävyys eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli,  $n = 14-15$ ).

Tuvan pihapiirin (30 metrin säteellä tuvasta) heinien peittävyys oli yhteenlaskettuna keskiarvona tutkimuspistettä kohti 327 % korkeampi kuin ympäröivällä tunturikankaalla keskimäärin.

### 3.3.1 Tupien heinittyneillä pihalla viihtyi monipuolinen kasvilajisto

Vain 15 ja 30 metrin etäisyydellä tuvasta havaittuja putkilokasvilajeja oli yhteensä 19. Näiden elinympäristövaatimuksia tarkasteltiin lähemmin (taulukko 9). 19 lajista 13 tavattiin vain kasvillisuudeltaan monimuotoisimman, Saanajärven päivätuvan pihalta. Tupien välittömässä läheisyydessä havaituista lajeista kuusi oli heinäkasveja. 12 lajin tyypillisenä esiintymispaikkana mainitaan niitty (Mossberg ja Stenberg 2005). Neljän muun lajin (lumijäkkärän, polkusaran, kevätpiipon ja maitohorsman) tyypillisten kasvupaikkojen joukossa mainitaan teiden ja polkujen pientareet (Mossberg ja Stenberg 2005).

Saarijärven autiotuvan pihassa rehottanut hyvävoimaisen näköinen maitohorsmakasvusto suosii Mossbergin ja Stenbergin (2005) mukaan tyypillisiä kasvupaikkoja menestyen niillä poikkeuksellisen hyvin. Saanajärven päivätuvan pihasta tavattiin myös neljä kalkinsuosijoiksi määriteltyä lajia (Mosberg ja Stenberg 2005), taulukko 9).

Taulukko 9. Vain 15 ja 30 metrin etäisyydellä tuvasta tavatut kasvilajit. Heinäkasvit, niittyajit ja erityiset kasvipaikkavaatimukset kalkin tai typen suosimisesta merkitty Mossbergin ja Stenbergin (2005) mukaan.

Vain 15-30 m päässä tuvasta havaitut kasvilajit	Tupa	Heinäkasvi	Niittylaji	Kalkin-suosija	Typen-suosija
Pohjantähkiö ( <i>Phleum alpinum</i> )	Saanajärvi Lossujärvi	X	X		
Tunturihärkki ( <i>Cerastium alpinum</i> )	Saanajärvi		X		
Puna-ailakki ( <i>Silene dioica</i> )	Saanajärvi		X		
Tunturikatkerö ( <i>Gentiana nivalis</i> )	Saanajärvi		X	X	
Pohjannoidanlukko ( <i>Botrychium boreale</i> )	Saanajärvi		X	X	
Pohjannurmihärkki ( <i>Cerastium fontanum</i> ssp. <i>scandicum</i> )	Saanajärvi		X		
Hapro ( <i>Oxyria digyna</i> )	Saanajärvi		X		
Vilukko ( <i>Parnassia palustris</i> )	Saanajärvi		X	X	
Suohorsma ( <i>Epilobium palustre</i> )	Saanajärvi				
Lumijäkkärä ( <i>Gnaphalium supinum</i> )	Saanajärvi				
Pikkutalvikki ( <i>Diapensiaceae minor</i> )	Saanajärvi				
Tunturikallioinen ( <i>Erigeron uniflorus</i> )	Saanajärvi				
Sykeröpiippo ( <i>Luzula sudetica</i> )	Saanajärvi	X	X		
Hapsisara ( <i>Carex capillaris</i> )	Saanajärvi	X	X	X	
Pohjantuoksusimake ( <i>Anthoxanthum alpinum</i> )	Saanajärvi	X	X		
Maitohorsma ( <i>Epilobium angustifolium</i> )	Saarijärvi				X
Polkusara ( <i>Carex brunescens</i> )	Saarijärvi Meekojärvi	X			
Kevätpiippo ( <i>Luzula pilosa</i> )	Kuonjarjoki	X			
Pohjansiankärsämä ( <i>Achillea millefolium</i> ssp. <i>alpestris</i> )	Meekojärvi		X		

### 3.4. Linnusto

Lintulaskennan aikana viidellä tuvalla 75 pistelaskennan aikana havaittiin yhteensä 161 lintuysilöä 15 lajista (taulukko 10). Ryhmittelin havaitut lajit ensisijaisen ravinnonkäytön mukaan siemensyöjiin, hyönteissyöjiin, kahlaajiin ja muihin (Svensson ym. 2009). Kahlaajien ensisijaisena ravintona voidaan pitää nilviäisiä, mutta ne syövät monipuolisesti

myös hyönteisiä, kaloja, äyriäisiä ja matoja. Ryhmään muut kuuluivat kalaa syövä lapintiira, piennisäkkäitä saalistava tunturikihi ja kaikkiruokainen korppi (Svensson ym. 2009). Tutkimuskysymysten rajaamisen kannalta kahlaajia ja ryhmää muut ei käsitelty funktionaalisina ryhminä erikseen. Kahlaajien ja muiden yksilömäärät jäivät myös aineistossa vähäisiksi (taulukko 11). Suurin mielenkiinto keskittyi hyönteis- ja siemensyöjälintujen esiintymiseen tutkimusalueilla.

Taulukko 10. Lintulaskennan aikana havaitut lajit, yksilömäärät ja jaottelu ravinnonkäyttöryhmiin Svenssonin ym. (2009) mukaan.

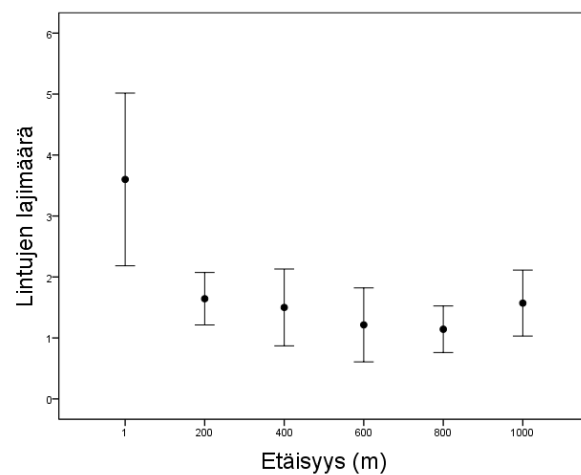
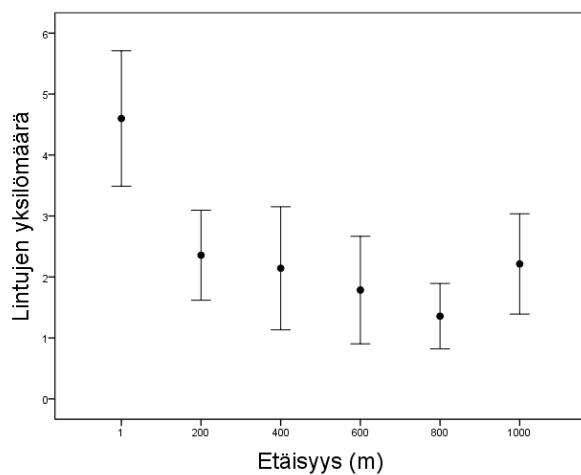
Lintulaji	Yksilömäärä	Ravinnonkäyttöryhmä
Niittykirvinen ( <i>Anthus pratensis</i> )	71	Hyönteissyöjä
Kivitasku ( <i>Oenanthe oenanthe</i> )	27	Hyönteissyöjä
Lapinsirkku ( <i>Calcarius lapponicus</i> )	17	Siemensyöjä
Pulmunen ( <i>Plectrophenax nivalis</i> )	7	Siemensyöjä
Tylli ( <i>Charadrius hiaticula</i> )	7	Kahlaaja
Pajulintu ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	6	Hyönteissyöjä
Sinirinta ( <i>Luscinia svecica</i> )	5	Hyönteissyöjä
Kapustarinta ( <i>Pluvialis apricaria</i> )	4	Kahlaaja
Tunturikihi ( <i>Stercorarius longicaudus</i> )	4	Muu
Urpiainen ( <i>Carduelis flammea</i> )	3	Siemensyöjä
Liro ( <i>Tringa glareola</i> )	2	Kahlaaja
Lapintiira ( <i>Sterna paradisaea</i> )	1	Muu
Punakylkirastas ( <i>Turdus iliacus</i> )	1	Hyönteissyöjä
Korppi ( <i>Corvus corax</i> )	1	Muu
Punajalkaviklo ( <i>Tringa totanus</i> )	1	Kahlaaja
<b>Yhteensä</b>	<b>161</b>	

Lintujen kokonaisyksilömäärä ja kokonaislajimäärä kasvoivat kun etäisyys tupaan pieneni (kuvat 22 ja 23) Myös tupien väliset erot selittivät sekä lintujen lajimäärän että yksilömäärien vaihtelua tilastollisesti merkitsevästi (Taulukko 11).

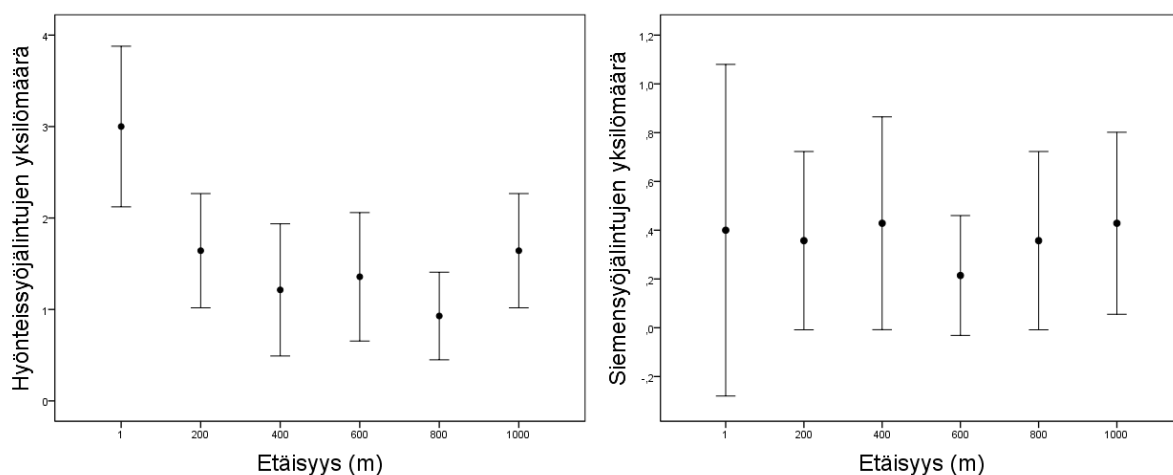
Hyönteissyöjien yksilömäärien vaihtelua selitti suuntaa-antavasti sekä etäisyys tuvasta (kuva 24) että tupa, kun taas siemensyöjälintujen esiintymistä selitti vain tupien välinen vaihtelu (Taulukko 11). Etäisyys ei vaikuttanut siemensyöjälintujen runsauteen (kuva 25).

Taulukko 11. Etäisyyden, tuvan ja tuvan ja etäisyyden yhdysvaikutuksen vaikutus lintujen yksilö- ja lajimääriin. Merkitsevät tulokset ( $P < 0,05$ ) on **lihavoitu**.

Tutkittu muuttuja	Selittävät muuttujat	df	MS	F	P
<b>Lintujen yksilömäärä</b>	Etäisyys	1	14,719	6,772	<b>0,011</b>
	Tupa	4	6,463	3,067	<b>0,022</b>
	Tupa x Etäisyys	5	8,320	4,356	<b>0,002</b>
<b>Lintujen lajimäärä</b>	Etäisyys	1	7,753	7,376	<b>0,008</b>
	Tupa	4	4,423	4,635	<b>0,002</b>
	Tupa x Etäisyys	5	4,539	5,069	<b>0,001</b>
<b>Hyönteissyöjälintujen yksilömäärä</b>	Etäisyys	1	3,997	3,082	0,083
	Tupa	4	2,979	2,404	0,058
	Tupa x Etäisyys	5	1,982	1,541	0,189
<b>Siemensyöjälintujen yksilömäärä</b>	Etäisyys	1	0,001	0,002	0,961
	Paikka	4	3,461	18,027	<b>&lt;0,001</b>
	Tupa x Etäisyys	5	2,023	8,131	<b>&lt;0,001</b>



Kuva 22. ja 23. Lintujen yksilömäärä (vasen kuva) ja lajimäärä (oikea kuva) eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli, tuvan laskentapisteellä  $n = 5$ , muilla etäisyyksillä  $n = 14-15$ ).



Kuvat 24 ja 25. Hyönteissyöjälintujen (vasen kuva) ja siemensyöjälintujen (oikea kuva) yksilömäärät eri tutkimusetäisyyksillä (keskiarvo  $\pm$  95 % luottamusväli, tuvan laskentapisteellä  $n = 5$ , muilla etäisyyksillä  $n = 14-15$ ).

Tuvan laskentapisteessä lintujen yksilömäärä oli yhteenlaskettuna keskiarvona laskentapistettä kohti 133 % korkeampi kuin ympäröivällä tunturikankaalla keskimäärin. Lintujen lajimäärä oli 155 %, ja hyönteissyöjälintujen yksilömäärä 120 % korkeampi tuvan laskentapisteessä.

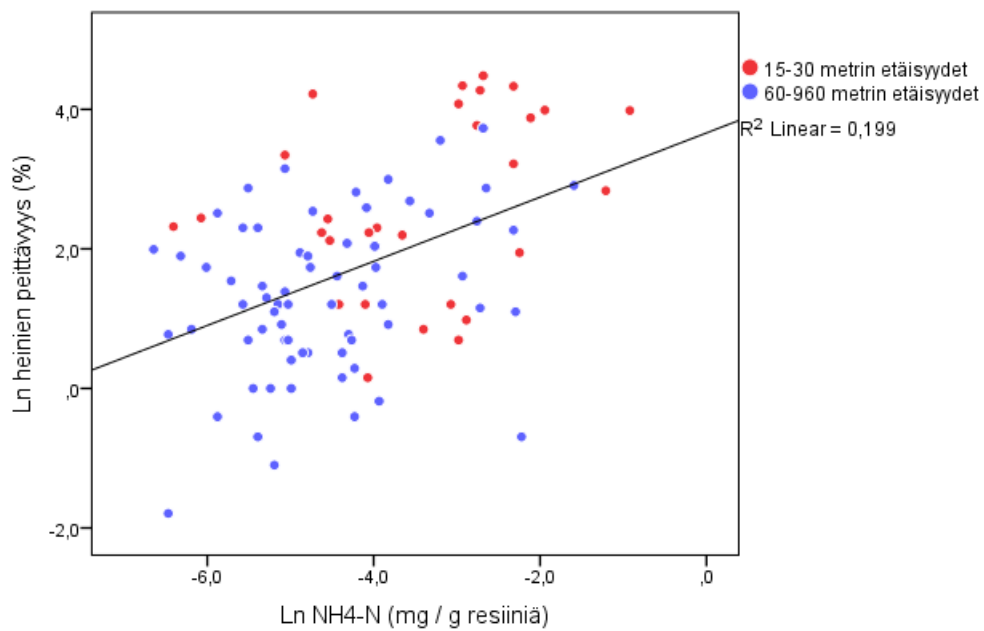
### 3.5. Heinittymisen, maaperän typpipitoisuuden ja niveljalkaisten yhteys

Autiotupien välittömässä läheisyydessä havaittuja kohonneita niveljalkaisten ja hyönteisten yksilömääriä sekä monipuolistunutta lajistoa (ks. 3.1.) pyrittiin selittämään maaperän  $\text{NH}_4^+$ -typen määrällä sekä heinien peittävyydellä.  $\text{NH}_4^+$ -typen määrällä pyrittiin selittämään myös heinittymistä (taulukko 12).

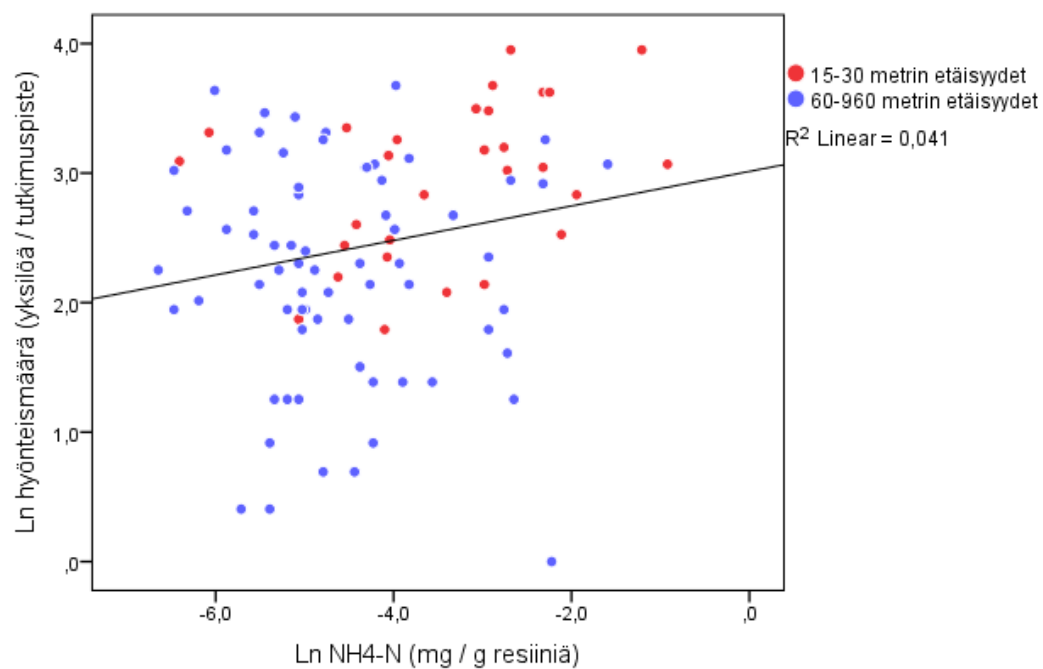
Lineaarisen regressiomallin mukaan resiinin sitoman  $\text{NH}_4^+$ -typen ja heinien peittävyuden välillä oli vahva riippuvuussuhde (kuva 26).  $\text{NH}_4^+$ -typen määrä selitti myös hyönteisten yksilömäärää tilastollisesti merkitsevästi, vaikka selitysaste jäi pieneksi (kuva 27). Heinien peittävyuden ja hyönteisten yksilömäärien välillä oli myös tilastollisesti merkitsevä riippuvuussuhde (kuva 28).

Taulukko 12. Niveljalkaisten yksilö- ja taksonimäärien, heinien peittävyden ja resiinin sitoman  $\text{NH}_4^-$ -tyypen määrän väliset yhteydet regressioanalyyssillä testattuina. Selittävät muuttujat riveinä ja selitettävät muuttujat sarakkeina. Merkitsevät tulokset ( $P < 0,05$ ) on **lihavoitu**.

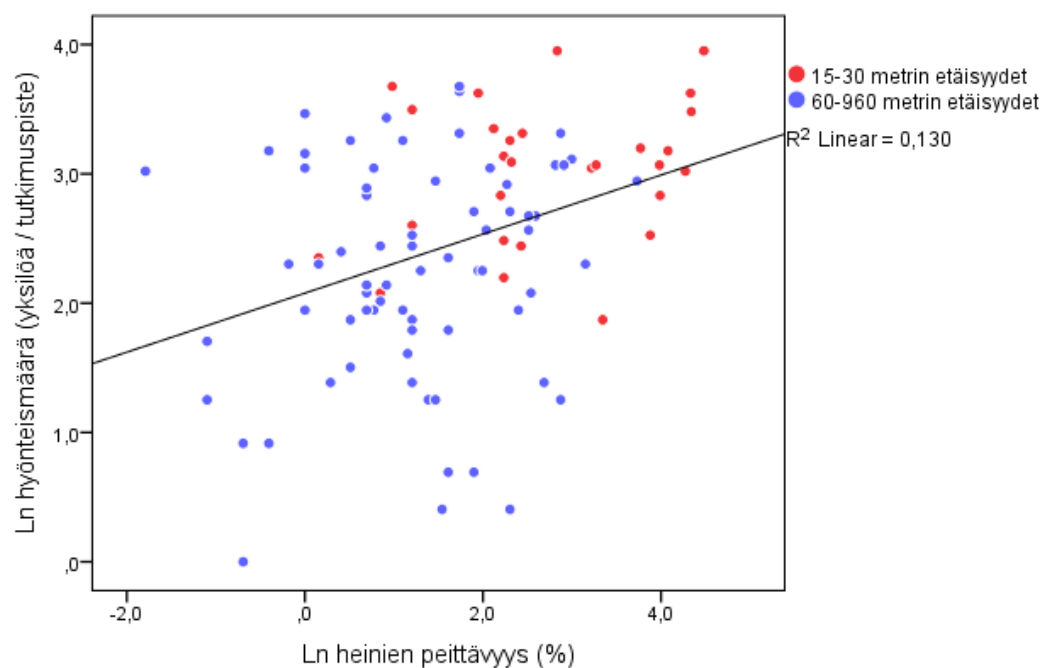
	Heinien peittävyys		Niveljalkaisten yksilömäärä		Hyönteisten yksilömäärä		Niveljalkaisten taksonien määrä	
	$R^2$	P	$R^2$	P	$R^2$	P	$R^2$	P
$\text{NH}_4^+$ -N	0,199	<b>&lt;0,001</b>	0,007	0,426	0,041	<b>0,045</b>	0,002	0,684
Heinien peittävyys			0,000	0,874	0,130	<b>&lt;0,001</b>	0,026	0,107



Kuva 26. Logaritimuunnetun  $\text{NH}_4^+$ -tyypen ja heinien peittävyden lineaarinen regressio ( $P < 0,001$ ,  $n = 103$ ).



Kuva 27. Logaritmuunnetun NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-typen ja hyönteismäärän lineaarinen regressio (P = 0,045, n = 103).



Kuva 28. Logaritmuunnetun heinien peittävyyden ja hyönteismäärän lineaarinen regressio (P < 0,001, n = 103).

## 4. Tulosten tarkastelu

Luontomatkailun ja kasvillisuuden kulumisen välinen yhteys on todettu useissa tutkimuksissa niin Suomessa (Hoogesteger 1976, Rautio 2001, Antila 2005, Koukkari 2005, Soininen 2005, Koivuniemi 2006, Kangas 2007) kuin muuallakin maailmalla (esim. Cole 2004). Tämän tutkimuksen tarkoitus on syventää ymmärrystä luontomatkailun ympäristövaikutuksista. Kuluneiden ja heinittyneiden taukopaikkojen lisäksi tässä tutkimuksessa tarkastellaan luontomatkailun vaikutuksia laajemmin eri eliöyhteisöissä. Tässä tutkielmassa osoitettiin, että luontomatkailusta aiheutuva mekaaninen kasvillisuuden kulumisen ja maaperän ravinnebisäys vaikuttavat usealla eri trofiatasoilla eläviin eliöryhmiin sekä niiden välisiin vuorovaikutussuhteisiin. Tutkimukseni tieteellisenä esikuvana ja innoittajana on toiminut Tuomas Heikkilän (2007) pro gradu -työ, jossa ensimmäisen kerran Suomessa osoitettiin luontomatkailun vaikutus johonkin muuhun eliöryhmään kuin kasvillisuuteen tutkimalla Pallas-Yllästunturin kansallispuiston taukopaikkojen nisäkästiheyksiä.

Tässä tutkimuksessa on ilmeisesti ensimmäisen kerran tieteellisesti osoitettu luontomatkailun vaikutus maaperän typpipitoisuuteen ja hyönteisyhteisöihin. Seuraavissa kappaleissa tuloksia käsitellään eliöryhmäkohtaisesti.

### 4.1. Pistemäistä typpikuormitusta autiotupien ympäristöön

Ihmisperäisen rehevöittävän typpilaskeuman selvittämistä ioninvaihtoresiiniä sisältävien verkkopussien avulla ei ole koskaan aikaisemmin tehty. Keinotekoisien lannoittamisen vaikutuksia tunturiniityn maaperän mikrobiyhteisön ja kasvillisuuden väliseen ravinnekiertoon on kuitenkin selvitetty samalla menetelmällä onnistuneesti Kilpisjärven alueella aikaisemmin (Stark ja Kytöviita 2005).

Luontomatkailijoiden mukana käsivarren erämaa-alueelle kulkeutuva typpi näkyi tuloksissa yksittäisten tutkimuspisteiden kohonneina ammonium- ja nitraattitypen pitoisuuksina autiotupien välittömässä läheisyydessä. Tupien pihoilla 15 ja 30 metrin etäisyydellä typpikertymät olivat keskimäärin korkeampia kuin muilla tutkimuspaikoilla. Yksittäisellä tuvalla havaittu typpi-arvojen suuri vaihtelu vain 15 metrin etäisyydellä toisistaan sijainneiden tutkimuspisteiden välillä kertoo siitä, ettei typpilaskeuma jakaudu tasaisesti tuvan ympäristöön. Tutkimuspisteisiin epätasaisesti kerääntynyt typpi heikensi myös tulosten tarkastelussa käytetyn kovarianssianalyysin selitysvoimaa. Joissain tapauksissa tupaa lähimpien tutkimuspisteiden typpikertymät olivat alhaisemmat kuin



toiseksi lähimmällä pisteellä. Luonnollinen selitys tähän oli havaittavissa erityisesti miespuolisten retkeilijöiden virtsaamiskäyttäytymisessä tutkimustupien lähiympäristössä. Siinä missä naisretkeilijät säännöllisesti käyttivät tupien yhteydessä ollutta ulkokuuusia, miehet helpottivat oloaan melko sattumanvaraisissa paikoissa tuvan ympäristössä (omat havainnot). Toisaalta tupien välillä ei ollut typpikertymien suhteen eroja eikä etäisyysvaikutus vaihdellut eri tupien välillä. Näin ollen matkailijoiden tyyppiä maaperään lisäävän käyttäytymisen voidaan arvioida olleen samanlaista kaikilla tutkimustuvilla. Suoraa syy-seuraussuhdetta maaperän kohonneen typpipitoisuuden ja matkailijoiden virtsaamisen välillä ei tuloksilla voida osoittaa. On kuitenkin hyvin todennäköistä, että ainakin ammoniumtyypen määrän kasvu tupien läheisyydessä on ihmisperäistä. Ihmisvirtsan sisältämästä tyypestä yli 90 % on ammoniumtyypen muodossa (Kirchmann ja Pettersson 1995).

Silmämääräisesti maastossa havaitun typpikertymäalueen ja typpikertymän ulkopuolelle jäävän alueen välisen eron tilastollista testaamista varten tutkimuspisteet jaettiin kahteen ryhmään, tuvan pihapiiriin (15–30 -m) ja muuhun tutkimusalueeseen (60–960 -m). Näiden kahden ryhmän välinen ero oli tilastollisesti merkitsevä sekä ammonium- että nitraattityypen osalta. 60 metrin päässä tuvasta typpikertymät eivät enää eronneet kauempana tuvasta havaituista arvoista. Täsmälliseen metrimääräiseen raja-arvoon koeasetelmalla ei päästä kiinni. Tulosten perusteella voidaan kuitenkin sanoa, että matkailijoiden mukana Käsivarren erämaahan kulkeutuva typpi näkyy maaperässä taukopaikkojen välittömässä läheisyydessä, kuvitellun ympyränmuotoisen vaikutusalueen säteen ollessa ainakin 30 mutta alle 60 metriä.

#### **4.2. Kasviyhteisön muutokset olivat odotettuja**

Luontomatkailun aiheuttamat kasvillisuuden muutokset autiotupien ympäristöissä olivat odotetunlaisia. Heinien ja sarojen peittävyys kasvu tupien lähellä oli ainoa kasvillisuusaineiston tutkituista muuttujista, jonka muutosta etäisyys tuvasta selitti tilastollisesti merkitsevästi. Vaikutus säilyi merkitsevästi myös sen jälkeen, kun korkeuden vaikutus oli huomioitu. Heinäkasvien peittävyys runsastuminen tuvan välittömässä läheisyydessä noudatteli Koivuniemen (2006) tuloksia Pallas–Yllästunturin alueelta. Tulosteni mukaan heinittyminen oli havaittavissa kaikilla tuvilla 15 metrin tutkimusetäisyydellä. Heinittynyt alue oli kuitenkin pinta-alaltaan odotettua pienempi. 30 metrin päässä tuvasta heinien peittävyys ei käytännössä eronnut kauempana tunturikankaalla sijainneista tutkimuspisteistä.

Etäisyys tupaan ei vaikuttanut varpukasvillisuuden peittävyYTEEN, kokonaislajimäärään, heinäkasvien lajimäärään tai kasvillisuuden kokonaisbiomassaan. Silmäääräisesti havaittavissa ollut varpukasvillisuuden kuluneisuus tupien välittömästä läheisyydestä ei ollut niin suurta kuin odotettiin. Pieni peittävyYDEN lasku kahden lähimmän tutkimusetäisyyden pisteissä on kuvassa 17 nähtävissä, mutta tämä vaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

Tupien välillä oli kasvillisuuden suhteen suurta vaihtelua, joka yksinään selitti suuren osan tutkituissa kasvillisuusmuuttujissa havaitusta vaihtelusta. Tulos tukee Käsivarren suurtunturialueen paljakkakasvillisuudessa havaittua suurta alueiden välistä vaihtelua (Eurola ym. 2003, Eurola ym. 2004). Tunturikasvillisuuden alueellinen esiintyminen noudattelee pääpiirteittäin ilmastotekijöiden sanelemaa vyöhykemallia, jossa kasvillisuus muuttuu siirryttäessä kohti pohjoista tai rinnettä ylös boreaalisesta havumetsästä aina tuntureiden lakialueita peittäväksi lähes putkilokasveista vapaaksi yläpaljakaksi (Norokorpi ym. 2008). Kaikki tutkimuspisteet sijaitsivat 600–892 metrin korkeudella merenpinnasta. Korkeutensa puolesta koko tutkimusaineisto voidaan Eurolan ym. (2003) mukaan määritellä kerätyksi alapaljakka vyöhykkeestä. Keskipaljakan voidaan katsoa Enontekiön suurtunturialueella alkavan 850–900 metrin korkeudessa merenpinnan yläpuolella (Eurola ym. 2003). Kasvillisuusvyöhykkeiden rajat kuitenkin vaihtelevat maantieteellisen sijainnin sekä ilmastollisten tekijöiden vaikutuksesta. Esimerkiksi maaston pinnanmuotojen vaihtelu rinteiden ilmansuunnan ja kaltevuuden mukaan sekä muiden rinteiden varjostus vaikuttavat alueen pienilmasto-oloihin kuten tuulisuuteen ja lämpösummaan (Haapasaari 1988). Ympäristötekijöiden vaikutus kasvillisuuden vaihteluun olikin hyvin merkittävä: korkeus merenpinnasta selitti tilastollisesti merkitsevästi heinien-, sarojen, ja varpukasvien peittävyYttä samoin kuin heinien- ja sarojen lajimäärää sekä kasvillisuuden biomassaa.

Erityistarkastelussa tutkimuksessa olivat vain tupien välittömässä läheisyydessä havaitut kasvilajit. Käsivarren ilmastollisesti hyvin ankaralla erämaa-alueella ei ole tavattu varsinaisia vieraskasvilajeja, mutta esimerkiksi pohjansiankärsämön ja kylänurmikan on havaittu kulkeutuneen retkeilijöiden mukana uusille kasvupaikoilla Käsivarren ylätunturiin autiotupien seinustoille (Partanen ja Väre 2009). Tutkimusruuduille näistä osui pohjansiankärsämö Meekojärven tuvan pihassa.

Vain autiotupien pihoilta löytyneiden kasvilajien kasvupaikkavaatimuksia tarkasteltaessa kävi ilmi, että lajit ovat maallemme tyypillisiä pohjoisia niittylajeja (Mossberg ja Stenberg 2005). Retkeilijöiden tallausvaikutus näyttäisi ylläpitävän perinteisille pihaniittykasveille sopivaa elinympäristöä Käsivarren erämaassakin. Tästä nautti myös Suomessa uhanalaiseksi (VU) määritelty perinnebiotooppien laji

pohjannoidanlukko, joka tavattiin Saanajärven päivätuvan pihalta (Rassi ym. 2010). Maassamme harvinaisena esiintyvän pohjannoidanlukon ja muiden perinnebiotooppien uhanalaisten lajien ahdinko johtuu perinteisen niittotalouden ja karjanpidon loppumisesta aiheutuneesta pihaketojen, niittyjen ja ahojen häviämisestä (Rassi ym. 2010). Saanajärven päivätuvan ilmeinen kalkkipitoinen kasvupaikka oli myös muiden lajien mieleen. Saanajärvi oli tutkimuksen lajirikkain tutkimuskohde 71 havaitulla kasvilajilla. Kalkkivaikutteisesta kasvupaikasta kertoivat myös pihalta havaitut neljä erityisesti kalkinsuosijoiksi määritettyä lajia (Mossberg ja Stenberg 2005, taulukko10).

#### **4.3. Hyönteiset runsastuivat ja niveljalkaisten eliöyhteisö monipuolistui**

Autiotuvat näyttävät tulosten perusteella lisäävän merkittävästi niveljalkaisten kokonaisyksilömääriä sekä monipuolistavan niveljalkaisten eliöyhteisön rakennetta Käsivarren erämaa-alueella. Eliöyhteisön monipuolistuminen näkyi taksonien määrän kasvuna tupia läheisyydessä. Tarkasteltaessa pelkästään hyönteisten yksilömäärää, oli kasvu vielä selvempi. Havaitut tulokset sopivat yhteen eliöyhteisöjä alueellisesti monipuolistavan keskihäiriöilmiön kanssa (Connell 1978). Keskihäiriöllä tarkoitetaan eliöyhteisöissä tasaisin väliajoin toistuvaa ulkopuolista häiriötä, joka estää tehokkaita kilpailijalajeja syrjäyttämästä eliöyhteisön muita lajeja. Jos häiriö ei ole liian dramaattinen, sukkession eri vaiheissa kasvavat lajit voivat esiintyä kohteella samaan aikaan lisäten alueellista monimuotoisuutta (Connell 1978). Keskihäiriön hypoteesia voidaan soveltaa myös hyönteisyhteisöihin (Niemelä 1999).

Kaupunkien ja kylien laajentuminen aiemmin luonnontilaisille alueille on yksi merkittävimmistä luontoa muokkaavista tapahtumaketjuista maapallolla (Niemelä 1999). Ekologisesta näkökulmasta kaupungistumisen vaikutuksia hyönteisyhteisöihin ja erityisesti maakiitäjäisiin on tutkittu ainakin kahdeksassa eri maassa, kolmella eri mantereella (Niemelä ja Kotze 2009, Magura ym. 2010). Vaikka luontomatkailijoiden tarpeisiin rakennettuja autiotupia, puuvajoja ja ulkohuuseja ei tule kutsua erämaan kaupungistumiseksi, voidaan näidenkin rakennelmien ilmestymistä retkeilijöineen pitää eräänlaisena ihmisperäisen häiriön pioneerivaiheena.

Helsingin yliopiston kaupunkiekologian tutkimusryhmän johdolla toteutetussa globaalissa maaseutu-kaupunki-gradienttien tutkimushankkeessa on havaittu maakiitäjäislajiston runsastuvan siirryttäessä kaupunkien keskustoista kohti luonnontilaisempia alueita (Niemelä ja Kotze 2009, Magura ym 2010). Isot lentokyvyttömät ja metsäisiä elinympäristöjä suosivat specialistilajit ovat herkimpiä kaupungistumisesta

aiheutuville muutoksille ja niiden osuus vähenee siirryttäessä kaupungistuneempaan ympäristöön (Niemelä ja Kotze 2009). Mitään tämän kaltaista maakiitäjäisten lajimäärän vähentymistä tai specialistilajien katoamista ei omissa tuloksissani tullut ilmi, vaan maakiitäjäisten lajimäärä päinvastoin kasvoi tupien piholla (taulukko 6). Havaitut yksilömäärät vaihtelivat runsaasti myös tutkimuskohteiden välillä ja korkeuden mukaan. Autiotuvan läheisyydellä näyttäisi olevan maakiitäjäisyhteisön rakennetta monipuolistava vaikutus. Kaikkia havaittuja maakiitäjäislajeja tavataan tyypillisesti Käsivarren Lapin ylätuntureiden alueella (Hyvärinen ja Sulkava 2009).

Yksi tutkimuskysymyksistä niveljalkaisten ja myös koko tutkimuksen osalta oli selvittää, löytyykö yksittäisiä lajeja tai lajiryhmiä, jotka selvästi hyötyvät luontomatkailusta käsivarren erämaassa. Hyönteisten osalta kahden taksonin havaittiin runsastuneen tupien pihojen tutkimuspisteissä (kuvat 12 ja 13).

Näistä lyhytsiipiset ovat pieniä tai hyvin pieniä, vaikeasti tunnistettavia ja elintavoiltaan vaihtelevia kovakuoriaisia, joista useimmat lienevät petoja (Chinery 2009, Heimala ja Lindqvist 2009). Lajimäärältään lyhytsiipiset ovat maamme suurin kovakuoriaisheimo käsittäen yli 900 lajia (Heimala ja Lindqvist 2009). Lyhytsiipisten yksilömäärän runsastumiseen tupien läheisyydessä ei todennäköisesti ole vain yhtä syytä. On todennäköistä, että tupien läheisyydessä monimuotoisen lajiryhmän käyttämiä resursseja on tarjolla enemmän kuin kauempana tunturikankaalla. Runsastuneiden petolyhytsiipisten kohdalla tämä tarkoittaa myös runsastuneita saalislajien populaatioita. Lyhytsiipisten todennäköiset saalisryhmät kuten hyppyhäntäiset ja maaperäpunkit jäivät pienen kokonsa vuoksi tämän tutkimuksen ulkopuolelle.

*Amara brunnea* on koko maassamme aivan pohjoisinta Lappia myöten tavattava pienikokoinen maakiitäjäislaji, jota esiintyy monenlaisissa elinympäristöissä (Lindroth 1986). Erityisen runsas sen on havaittu olevan eteläsuomalaisessa kuusimetsässä, jossa se on yksi yleisimmistä kuoppapyydyksiin päätyvistä lajeista (Venn 2013). Avoimia niittyalueita se taas ei Etelä-Suomessa suosi (Venn 2013). Lajin pohjoisten populaatioiden elinympäristömieltyyksistä ei ole olemassa tarkempia julkaistuja tietoja, mutta puurajan yläpuolisella tunturikankaalla laji näyttää hakeutuvan autiotupien läheisyyteen. Ilmeisen sopeutumiskykyisenä generalistilajina se on pystynyt hyödyntämään ihmistoiminnan vaikutuksesta erämaa-alueelle syntyneet lajille suotuisat elinympäristölaikut.

#### 4.3.1. Hyönteisten joukossa yksi suurharvinaisuus

Kuoppapyyntiaineiston lajilleen määritettyjen maakiitäjäisten joukossa oli yksi tunturikiitäjäinen (*Carabus problematicus* ssp. *strandii*). Suomessa silmälläpidettäväksi (NT) määritetty tunturikiitäjäinen on suurikokoinen, etuselästä ja peitinsiipien ulkoreunoista huomiota herättävän violetinhohtoinen petokovakuoriainen (Rassi ym. 2010). Lajina tunturikiitäjäinen oli ennen vuotta 2007 tunnettu Suomesta vain perhoskeräilijöiden Käsivarren erämaasta mukanaan tuomien muutaman yksilön ansiosta (Hyvärinen ja Sulkava 2009). Vuosina 2007 ja 2008 Käsivarren erämaa-alueen keskellä sijaitsevalla Annjaloanjin luonnonsuojelualueella ja Toskaljärven ympäristössä suoritettussa hyönteiskartoituksessa lajista havaittiin pieneltä alueelta Toskalharjilta yhteensä 34 yksilöä (Hyvärinen ja Sulkava 2009). Lindrothin (1986) mukaan yöaktiivista tunturikiitäjäistä tavataan piilottelevana ja vähälukuisena avoimilla hiekka- ja moreenimailla vain Fennoskandian pohjoisimmilla ylänköseuduilla. Ilahduttavasti tätä yhtä maamme harvalukuisinta ja vaikeimmin havaittavaa kovakuoriaislajia tavataan ilmeisen laajalla alueella Poroenon vesistön ympäristöstä Käsivarren erämaa-alueella. Havaitsemani yksilö löytyi kuoppapyydyksestä 480 metriä Meekojärven autiotuvasta etelään, Saivaaran ja Gahperusvarrin väliin jäävältä avoimelta ja hiekkaiselta tunturikankaalta.

#### 4.4. Linnut ovat herkkiä häiriöille

Lintulaskentojen perusteella sekä lintujen lajimäärä että yksilömäärät runsastuvat autiotupien välittömässä läheisyydessä. Muilla laskentaetäisyyksillä lajimäärä ja yksilömäärä eivät juurikaan vaihtelee. Lajimäärän runsastumista tarkasteltaessa tulee ottaa huomioon tutkimuskysymyksen kannalta oleelliset lajit. Kaikki tutkimuskohteina toimineet tuvat sijaitsivat jonkinlaisen vesistön välittömässä läheisyydessä ja yksinomaan kalaa, vesihyönteisiä ja nilviäisiä ravinnoksi käyttäviä lajeja voidaan pitää tässä tutkimuksessa tarkasteltavan ilmiön kannalta vähemmän kiinnostavina. Pohjoisen tunturiluonnon linnusto on luontaisesti niukkaa (Raitasuo ja Lehtonen 1954), jolloin muutamankin lajin lisäys tietyllä havaintoetäisyydellä näkyy keskiarvon muutoksena pienehkössä ja muuten tasaisessa aineistossa. Tästä syystä esimerkiksi vain Saarijärven tuvan laskentapisteesä havaitut lapintiira ja punajalkaviklo nostavat tupien pihoilta keskimäärin havaittua lajimäärää, mutta tutkimuskysymyksen kannalta epäolennaisesta syystä.

Tutkimuskysymyksen kannalta suurempi mielenkiinto keskittyi hyönteis- ja siemensyöjälintuihin ja niiden runsauksiin. Siemensyöjälinnuilla etäisyys tutkimustupaan ei vaikuttanut yksilömääriin millään tavalla, mutta alueellinen vaihtelu oli suurta. Siemensyöjälintujen alueellista vaihtelua voidaan selittää tutkimusalueen vallitsevan kasvillisuuden suurella vaihtelulla (Eurola ym. 2003). Koska tunturialueen kasvillisuus ei tarjoa tasalaatuista elinympäristöä kasveja ravinnokeksi käyttäville linnuille, kannattaa paremmat elinympäristölaikut hyödyntää tehokkaasti, mikä näkyi alueellisina eroina esimerkiksi lapinsirkkujen ja pulmusten esiintymistiheydessä. Luontomatkailusta aiheutuvat kasvillisuusmuutokset, kuten runsaasti siemeniä tuottavien heinäkasvien runsastuminen, eivät tulosten mukaan näy siemeniä syövien lintujen käyttäytymisessä.

Hyönteisiä syövien lintujen yksilömäärät olivat tupien laskentapisteissä muita etäisyyksiä korkeammat, tosin vain suuntaa-antavasti. Koska lintulaskentaa ei suoritettu samoista pisteistä kuin hyönteisten kuoppapyynti, ei lintu- ja hyönteismäärien vertaaminen ole suoraviivaista. Tulokset antavat kuitenkin viitteitä siitä, että hyönteisiä syövät tunturialueen linnut, kuten puuttomalla paljakalla yleiset kivitasku ja niittykirvinen, hakevat aktiivisesti ravintoa tupien välittömästä läheisyydestä. Tätä tukee myös havainto loppukesän maastojakson aikana Saarijärven ja Lossujärven pihapiireissä pelottoman oloisesti pyörineistä kivitaskupoikkeista, jotka olivat selvästi oppineet, että tuvan pihalla oli turvallista olla kun matkailijat ovat sisällä tuvassa. Myös 2011 kesäkauden ainoa tutkimusalueilla näkynyt västäräkki ruokaili Saarijärven autiotuvan pihassa heinäkuun maastojakson aikana.

Luontomatkailusta aiheutuvan lintuja häiritsevän ihmistoiminnan vaikutusalueetta on maastossa vaikeampi selvittää kuin tallautuneen kasvillisuuden pinta-alaa. Esimerkiksi retkeilevän lapsiperheen tai haukkuvan koiran äänet kantavat pitkälle tunturissa ja voivat aiheuttaa lintuemon pakoreaktion pesältä (omat havainnot). Yksikin epäonnekas lapinretkeilijä saattaa siis väärällä reittivalinnallaan tietämättään tuhota vuoden ainoan lisääntymismahdollisuuden tuhansien kilometrien muuttomatkan tehneeltä linnulta.

Valtaosa luontomatkailun dokumentoiduista vaikutuksista lintuyhteisöihin ovat kielteisiä. Keskeisimpiä luontomatkailusta linnuille aiheutuvia kielteisiä seurauksia ovat elinympäristön heikentyminen ja lintujen häirintä, mistä seuraa lajistomuutoksia ja poikastuon heikentymistä (Buckley 2004c). Coloradossa virkistyskäytössä olevien polkujen välittömässä läheisyydessä linnunpesien saalistuksen kohteeksi joutumisen todennäköisyyden on todettu olevan huomattavasti korkeampi kuin kauempana poluista sijainneilla pesillä (Miller ja Hobbs 2000). Suomessa Oulangan kansallispuistossa

luontomatkailusta aiheutuvan häiriön on havaittu muuttavan lintuyhteisön alueellista esiintymistä ja lajisuhteita (Kangas ym. 2010). Retkeilystä aiheutuva kielteinen vaikutus lintuyhteisöön näkyi erityisesti maassa pesivien lajien vähentymisenä polkujen läheisyydessä (Kangas ym. 2010).

Useat lintulajit myös välttävät alueita, joissa ihmisiä säännöllisesti liikkuu. Vain yhden ihmisen viikoittaisen kävelyn aiheuttama häirintävaikutus hehtaarilla on havaittu vähentävän vuoritiaisten (*Poecile gambeli*), punarintarastaiden (*Turdus migratorius*) ja erakkorastaiden (*Catharus guttatus*) populaatiotiheyksiä 50 % verrattuna häiriöttömiin kontrollialueisiin sub-alpiinisella seudulla Wyomingissa, Yhdysvalloissa (Gutzwiller ja Anderson 1999). Erityisen haitallisia luontomatkailun muotoja linnuston kannalta ovat tieverkoston ulkopuolella epäsäännöllisesti liikkuvat moottoroidut ajoneuvot kuten lentokoneet, moottoriveneneet ja maastoautot (Buckley 2004c). Vesilinnuilla erityisesti moottoriveneilyn on havaittu alueellisesti vähentäneen pilkkasiipien (*Melanitta fusca*) ja kalatiirojen (*Sterna hirundo*) vuosittaisen poikastuoton jopa puoleen (Mikola ym. 1994, Burger ja Leonard 2000).

Tässä tutkimuksessa toteutetut yhden päivän pistelaskennat eivät ole ideaali tapa selvittää luontomatkailusta aiheutuvaa lintujen elinympäristön heikentymistä tai lintujen häiriintymistä. Näiden vaikutusten yksityiskohtaisten syy-seuraussuhteiden selvittämiseen vaadittaisiin huomattavasti pitempiketoista tarkastelua. Taukopaikkojen kohonneet lintujen kokonaisyksilömäärät ja runsastuneet hyönteissyöjätiheydet kertovat joka tapauksessa siitä, että luontomatkailulla on Käsivarren erämaassa näkyviä vaikutuksia myös lintuyhteisössä. Luontomatkailuelinkeinon kannalta linnut ovat taloudellisesti yksi tuottavimmista lajiryhmistä, sillä niiden havainnoinnista ihmiset ovat valmiita maksamaan suuria summia (Sekercioglu 2002). Tämän ristiriitaisuuden vuoksi luontomatkailun vaikutuksia linnustoon tulisi edelleen selvittää erityisesti Käsivarren suosiotaan jatkuvasti kasvattavilla matkailukohteilla.

#### **4.5. Lajiryhmien väliset vuorovaikutussuhteet**

Autiotupia ympäröivän maaperän ammoniumtyyppipitoisuuden nousulla pystyttiin selittämään kasviyhteisössä havaittu heinäkasvien pinta-alan lisääntyminen. Tulos oli ennakko-odotusten mukainen, sillä maaperän niukkaravinteisuuden on todettu olevan tärkeä kasvillisuuden kasvua rajoittava tekijä pohjoisilla niukkatuottoisilla biotoopeilla (Virtanen 1998, Gerdol ym. 2000). Kasvillisuuden kokonaisbiomassaan ravinteiden lisäyksellä ei ollut vaikutusta. Biomassatulokset ovat yhteneviä Italiassa tehdyn ravinnelisykskokeen kanssa, jossa keinotekoinen ravinnelisyys niukkatuottoisella alpiinisella varpukankaalla ei lisännyt

kasvillisuuden kokonaisbiomassaa, mutta sai aikaan lajiyhteisön muutoksen heinäkasvien runsastumisessa (Gerdol ym. 2000). Todennäköisesti matkailijoiden tallausvaikutuksella oli myös laskentatavasta johtuva kasvillisuuden kokonaisbiomassaa pienentävä vaikutus tupien pihoiden. Nyt matalaksi tallottu ja pahoin katkeillut kasvillisuus olisi todennäköisesti pystynyt häiriöttömässä kasvupaikassa saamallaan tyypillisellä kasvattamaan maanpäällistä biomassansa huomattavasti.

Tutkimuksen yksi suurimmista mielenkiinnonkohteista oli selvittää pystyvätkö luontomatkailusta aiheutuvat kasvillisuusmuutokset tai matkailijoiden mukanaan kuljettamat ravinteet selittämään hyönteisyhteisössä tapahtuvia muutoksia. Tulosten mukaan pystyvät. Hyönteisten yksilömäärän kasvulla on selvä yhteys sekä maaperän ammoniumtypen määrään että heinien peittävyys. Heinittyminen ja ammoniumtypen määrä olivat myös vahvasti korreloituneet. Luotettavalla varmuudella voidaan todeta, että luontomatkailu lisää kulutuksen ja ravinteiden kulkeutumisen kautta autiotupien pihojen heinittymistä ja typpipitoisuuden kasvua. Tulosten mukaan voidaan myös pitää todennäköisenä, että luontomatkailun aiheuttamat muutokset heijastuvat Allenin ym. (1999) mallin mukaisesti eliöyhteisön muuhun lajistoon. Hyönteismäärien kasvu on merkki siitä, että luontomatkailun vaikutukset heijastuvat ravintoketjussa tuottajatasen muutosten kautta ylemmille trofiatasoille, alhaalta ylöspäin tapahtuvana energian siirtymisenä (Wilbur ym. 1974, Hunter ja Price 1992). On myös mahdollista, että hyönteismäärien kasvu autiotupien pihapiireissä johtuisi hyönteisiä syövien petojen vähentymisellä, jolloin kyseessä olisi ylhäältä alaspäin tapahtuvan säätelyn vähentyminen (Hunter ja Price 1992). Heikkilän (2007) havaitsemat taikopaikkojen lisääntyneet piennisäkästiheydet viittaavat siihen, että ravintoketjussa ylhäältä päin tapahtuva hyönteisiin kohdistuva saalistuspaine ei ole vähentynyt, päinvastoin lisääntynyt. Korkeammat piennisäkästiheydet voivat toisaalta houkutella tupien pihaille myös piennisäkästiheyksiä sääteleviä kärppiä ja lumikoita (Hellstedt ym. 2006). Ravintoverkkojen ylhäältä alaspäin tai alhaalta ylöspäin tapahtuvan säätelyn luotettava mallintaminen on empiirissä maastokokeissa saatujen tulosten perusteella usein hankalaa (Hunter ja Price 1992).

Tässä tutkimuksessa havaittu hyönteissyöjälintujen runsastuminen tupien pihapiirin ravintoverkossa vahvistaa oletusta lisääntyneestä energian siirtymisestä tuottajilta kuluttajille ja kuluttajilta pedoille. Runsastuneita hyönteissyöjälintujen tiheyksiä ja hyönteismääriä ei tulosten tarkastelua varten voinut suoraan verrata toisiinsa regressiomallilla, koska havainnointi ei tapahtunut lintujen osalta samoilla tutkimuspisteillä. On kuitenkin



todennäköistä, että tupien pihapiireissä runsastuneet hyönteismäärät ovat osasyynä erityisesti kivitaskujen ja niittykirvisten hakeutumiseen tupien läheisyyteen.

Allenin ym. (1999) esittämän mallin viimeisen tason muutoksia lajien häviämisistä tai uusien lajien ilmaantumisista, ei tulosten mukaan luontomatkailu ole Käsivarren erämaassa tutkituilla lajiryhmillä aiheuttanut. Todennäköisesti ihmistoiminnan intensiteetti ei ainakaan tällä hetkellä ole tarpeeksi voimakasta. Myös Käsivarren erittäin haasteelliset ilmasto-olot asettavat pohjoiseen ilmastoon sopeutumattomille lajeille suuren levittäytymisesteen (Callaghan ym. 2004). Australian Alpeilla on kuitenkin havaittu vieraslajina maahan tulleen punaketun runsastuneen vuoristoisilla retkeilyalueilla, mikä on lisännyt saalistuspainetta paikallisille jyrsijäkannoille (Green 2003). Myös Suomen Lapista on saatu viitteitä siitä, että luontomatkailulla on ollut positiivinen vaikutusta ketun yleistymiseen Pohjois-Suomessa (Heikkilä 2007). Tästä aiheesta olisi syytä tehdä tarkempaa tieteellistä selvitystä luontomatkailupaineen lisääntyessä maamme pohjoisilla tunturialueilla.

#### **4.6. Luontomatkailun ja luontoarvojen yhteensovittamisen tulevaisuus Käsivarressa**

Matkailulle ja erityisesti luontomatkailulle luonnon monimuotoisuus on elinkeinon toiminnan edellytys. Samaan aikaan turismin on arvioitu olevan jopa suurempi globaali uhka luonnon monimuotoisuuden säilymiselle kuin ilmastonmuutoksen (Hall 2010). Matkailun asema elinkeinona korostuu harvaanasutuilla alueilla. Suomen Lapissa matkailun on todettu olevan merkittävin taloudellista ja sosiaalista hyvinvointia edistävä tekijä (Kauppila 2004). Saarisen (2001) mukaan matkailu tarjoaa jo tällä hetkellä Lapissa enemmän työllisyysmahdollisuuksia kuin mikään muu luonnonvaroja hyödyntävä elinkeino. Kilpisjärven alueen matkailukeskuksen sosioekonomista rakennetta ja sen kehitystä selvittäneen Häkkinen ja Kauppinen (2010) mukaan Enontekiön kunnan majoitusliikkeiden yöpymismäärät kasvoivat vuosien 2004 ja 2008 välisenä aikana 15 000 yöpymisellä. Erityisesti ulkomaisten yöpyjien osuus kasvoi huomattavasti.

Ympäristöministeriön toimesta Käsivarren mahdollisen kansallispuiston perustamisedellytyksiä selvittänyt Metsähallituksen luontopalvelut on todennut, että luontoarvojen osalta keskeiset edellytykset kansallispuiston perustamiseksi täyttyvät ja on päätynyt esittämään kahta vaihtoehtoista puistorajausta (Metsähallitus 2013b). Riippumatta siitä, minkä kokoinen kansallispuisto mahdollisesti Käsivarteen tullaan perustamaan, tulee se toteutuessaan lisäämään matkailijoiden mielenkiintoa aluetta kohtaan. Kansallispuistojen palveluiden kehittämiseen kohdistettujen investointien hyöty alueen paikallistalouteen ja matkailuyrittäjien tulokseen on kiistaton (Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos 2009).

Keskimäärin kansallispuistoissa kävijöiden rahankäyttö tuo lähialueelle noin 10 euroa jokaista puistoon palveluihin sijoitettua euroa kohti. Paikallistalouden saama hyöty kansallispuistoista on vielä suurempi syrjäisemmillä alueilla, joissa matkailijat viipyvät kauemmin. (Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos 2009).

Se, miten tähän tulevaan matkailijamäärien kasvuun suhtaudutaan, on keskeistä tämänkin tutkimuksen kohteena olevan Käsivarren erämaan ainutlaatuisen luonnon kannalta. Luontomatkailu muuttaa aina luontoa, jossa matkaillaan. Olennaista on päättää yhdessä kaikkien sidosryhmien kanssa missä ja miten paljon tätä muutosta voidaan pitää hyväksyttävänä.

Kuvassa 23 on esitetty Kuonjarjoen autiotupa Käsivarren erämaa-alueella kesällä 2011. Tuvan ympärillä punaisella ympyrällä ja A-kirjaimella on merkitty tämän tutkimuksen tulosten mukaan keskeisin luontomatkailun vaikutusalue, halkaisijaltaan noin 60-metrinen ympyrä. ja B- ja C-kirjaimilla merkityillä ympyröillä on esitetty koeasetelman ulkopuolelle jääneet Kuonjarjoella aktiivisessa telttailukäytössä olleet alueet. Huomattavasti isommalla ympyrällä kuvan reunojen ulkopuolelle voidaan hahmotella teoreettinen vaikutusalue, jonka sisäpuolella häiriölle herkät lintulajit eivät suostu pesimään.



Kuva 29. Kuonjarjoen autiotupa kesäkuussa 2011. Mustalla katkoviivalla näkyvät tutkimuslinjojen suunnat. A-kirjaimella on merkitty tuvan ympärillä noin 60 metriä halkaisijaltaan oleva kasvillisuudeltaan muuttunut alue. B- ja C-alueita käytettiin kesäkauden 2011 aikana telttailuun ja myös niiden kasvillisuudessa näkyy kulumisen merkkejä.

Näiden ja monien muiden usein retkeilijältä huomaamatta jäävien vaikutusten tarkasteluun pitäisi Käsivarren alueen luontomatkailua kehitettäessä perehtyä entistä tarkemmin. Herkässä tunturiluonnossa huonot ratkaisut, kuten esimerkiksi mönkijäliikenteen seuraukset tai matkailureittien ja taukopaikkojen huono sijoittelu, saattavat näkyä nopeasti maaperän eroosiona (Tolvanen 2011). Lapinsodan loppumisesta on kulunut 68 vuotta, mutta saksalaisten sotajoukkojen jättämät jäljet ovat edelleen selvästi näkyvissä Kilpisjärven lähialueen tuntureilla.

Erityisen tärkeää luontomatkailupaineen lisääntyessä Käsivarressa olisi löytää ja tunnistaa matkailureittien lähistöillä sijaitsevat uhanalaisten lajien esiintymispaikat. Näiden tilan seuraamisessa ja mahdollisten uusien esiintymien löytämisessä luontomatkailijoilla voisi olla tulevaisuudessa entistä suurempi rooli. Kalottireitillä kesällä 2011 liikkuneet retkeilijät tulivat lähes poikkeuksetta kertomaan reitin varrella tekemistä kasvi- ja eläinhavainnoistaan ja olivat aidosti kiinnostuneet kuulemaan luontomatkailun ympäristövaikutuksista. Konkreettinen ehdotus uhanalaisten lajien esiintymätietojen kartuttamiseksi, olisi sijoittaa uhanalaisten lajien maastolomakkeita autiotupien tupakansioihin. Näin matkailijoiden tekemät uhanalaisten lajien maastohavainnot voisivat päätyä entistä useammin valveutuneilta ja luonnosta kiinnostuneilta retkeilijöiltä Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämään uhanalaisten lajien Hertta-tietokantaan. Partasen ja Väreän (2009) kirjoittaman Suomen tunturikasvion lukukappaleen voisi retkeilijöiden iloksi ja luontotietoisuuden lisäämiseksi sijoittaa edes muutamaa kalottireitin varrella olevaan tupaan.

#### **4.7. Tulosten yleistettävyys ja luotettavuus**

Tutkittavan ilmiön kuvaamista häiritsi tupien vähäinen määrä ja tupien välillä havaittu suuri vaihtelu erityisesti kasvillisuuden ja hyönteisyhteisöjen välillä. Tutkimuksessa käytetyllä, suoriin linjoihin perustuvalla koeasetelmalla ei myöskään päästy kiinni kaikkiin luontomatkailun vaikutusalueisiin (katso kuva 29). Tulosten yleistäminen muille, kasvillisuudeltaan erilaisille alueilla tai suuremmille matkailijamäärille ei myöskään ole suositeltavaa. Alueellisesti tuloksia voidaan kuitenkin pitää merkittävänä, sillä Käsivarressa tai muulla puurajan yläpuolisella tunturialueella vastaavanlaista tutkimusta ei maassamme ole aikaisemmin tehty.

Tilastolliseen testaamiseen käytetty kovarianssianalyysi ei kerro selitettävän muuttujan ja etäisyyden välistä syy-seuraussuhteen olemassaoloa, vaan kuvailee havaitun ilmiön selittämisessä käytetyn teorian todennäköistä paikkansa pitävyyttä (Ranta ym. 1989).

Käytetyt yhden tai kahden selittävän ympäristömuuttujan kovarianssianalyysit ovat yksinkertaistettuja malleja todellisuudesta, jossa populaatioiden ajallinen ja alueellinen vaihtelu on aina monen eri tekijän summa.

Merkittävin tutkimuksen tulosten käsittelyä ja esittämistä hankaloittanut tekijä oli tutkittujen lajiryhmien ja muuttujien suuri määrä. Tässä tutkimuksessa eri lajeiksi tai lajiryhmiä luokiteltavia taksoneita oli mukana yhteensä 133. Tutkimalla näin montaa lajiryhmää samassa tutkimuksessa saatiin luotua melko laaja yleiskuva autiotupia ympäröivästä luonnosta. Toisaalta yksittäiseen lajiin tai lajiryhmään keskittyneen tarkastelun etuna olisi ollut mahdollisuus käsitellä syvällisemmin ihmistoiminnan ja eri ympäristötekijöiden aiheuttamia vasteita kyseisellä ryhmällä.

Yhteisöekologiset kysymykset ovat tilastotieteellisesti hankalia käsitellä, koska eliöyhteisöihin kuuluu lajeja, jotka reagoivat eri tavoilla ympäristössä tapahtuviin muutoksiin (Ranta ym. 1989). Myös tämä yhteisöekologinen puoli on jäänyt omassa käsittelyssä pintapuoliseksi. Kaikkia tutkimusryhmämme keräämiä tuloksia on tarkoitus käsitellä yhtenä kokonaisuutena monimuuttujamenetelmillä myöhemmin koottavassa tieteellisessä julkaisussa.

Tutkimuksessa käytetyt menetelmät ja koeasetelma ovat helposti toistettavissa eri puolilla Suomea. Tämä mahdollistaa eri alueilla sijaitsevien pienialaisten luontomatkailukohteiden kuten autiotupien, nuotiopaikkojen ja suosittujen telttailupaikkojen ympäristövaikutusten selvittämisen. Samoilla menetelmillä saatuja tuloksia on myöhemmin mahdollista vertailla Käsivarren erämaan ja Kalottireitin tuloksiin. Huomattavasti suurempien luontomatkailukokonaisuuksien kuten hotellin tai mökkikylän ympäristövaikutusten tutkimiseen koeasetelma ei suoraan ole sovellettavissa.

#### **4.8. Lopuksi**

Erämaalaila suojeltujen alueiden erämaaluonteen säilyttäminen on kirjattu erämaalain ensimmäisen pykälän ensimmäiseksi lauseeksi (Erämaalaki 62/1991:§1). Matkailijamäärien lisääntyessä Käsivarren erämaaluonteen säilyttämisen turvaaminen tulee olla entistä painokkaammin erämaan monipuolisen käytön kehittämisen johtoajatus. Vastuu erämaaluonteen säilyttämisestä ei ole pelkästään viranomaisilla, alueen asukkailla, poromiehillä tai matkailuyrittäjillä. Lahden ja Järvisen (2004) ajatusta myötäillen tulisi jokaisen erämaassa retkeilevän vakavasti miettiä oman retkensä luonnolle aiheuttamia kustannuksia jo ennen matkalle lähtöä.

Kysymykset siitä, minkälaista liikkumista erämaa-alueella tai mahdollisesti alueelle syntyvässä kansallispuistossa sallitaan, ovat keskeisiä. Tarvitseeko Suomen korkeimman tunturin laelle päästä ajamaan moottorikelkalla? Onko kaukaisimmallekin tunturijärvelle päästävä kalastamaan vesitasolentokoneella? Kuuluuko kaukaisuudesta kantautuva helikopterin ääni erämaa-alueen äänimaisemaan? Näitä kysymyksiä ratkottaessa tulisi pitää mielessä myös ne syyt, joiden takia ihmiset syrjäisille erämaa-alueille alun perin hakeutuvat. Tärkeimmät syyt ovat edelleen luonnon kokeminen, rentoutuminen ja arjesta irtautuminen maamme komeimmissa maisemissa, missä koneet eivät jyskytä eivätkä pyörät rämise.

Käsivarren erämaassa jalan tapahtuvan retkeilyn luontoon kohdistuvia vaikutuksia voidaan tämän tutkimuksen tuloksiin nojaten pitää nykyisillä matkailijamäärillä verrattain vähäisinä ja pienialaisina. Käsivarren erämaa-alue tarjoaa maassamme vertaansa vailla olevan luontomatkailukokemuksen jylhistä erämaisista maisemista nauttivalle ja korkeuseroja pelkäämättömälle kulkijalle.

## 5. Johtopäätökset

(i) Luontomatkailijoiden mukana Käsivarren erämaa-alueelle kulkeutuva typpi näkyy suosittuja taukopaikkoja ympäröivän maaperän kohonneina ammonium- ja nitraattitypen arvoina. Ravinteisuuden lisäys näkyi 15 ja 30 metrin etäisyydellä tuvasta olleissa tutkimuspisteissä ja oli hyvin pistemäistä tupien ympäristössä.

(ii) Suosittuja luontomatkailureittien taukopaikkoja ympäröi tyypillinen pohjoisille tunturialueille sopeutunut kasvi-, hyönteis- ja lintulajiyhteisö. Varsinaisia pohjoiseen luontoon kuulumattomia vieraslajeja ei havaittu. Luontomatkailun vaikutuksesta lajiyhteisöistä ei havaittu hävinneen yhtään lajia. Hyönteisten lajiyhteisö oli monimuotoisempi tupien pihalla kuin kauempana tunturikankaalla.

(iii) Maaperän kohonnut ammoniumtypen määrä selitti tilastollisesti merkitsevästi havaittua heinäkasvien runsastumista sekä hyönteismäärien kasvua autiotupien ympäristössä. Myös heinäkasvien runsastuminen selitti tilastollisesti hyönteismäärien kasvua. Heinittyminen ja typpipitoisuuden kasvu olivat hyvin voimakkaasti korreloituneita. Molempia voidaan pitää ihmistoiminnan intensiteetin ilmentäjinä luontomatkailukohteiden ympäristössä Käsivarren Lapissa. Tupien pihapiireissä havaitun lintujen ja erityisesti hyönteissyöjälintujen runsastumisen voidaan vahvasti epäillä selittyvän tupien lähiympäristöjen runsastuneilla hyönteismäärillä.

(iv) Luontomatkailun havaitut vaikutukset eliöyhteisöissä rajoittuvat taukopaikkoina toimivien autiotupien välittömään läheisyyteen. Maaperän kohonnut typpipitoisuus, kasvillisuuden heinittyminen ja hyönteisyhteisöjen runsastuminen näyttäisi keskittyvän retkeilijöiden tukikohtina toimivien autiotupien ympärille noin 30 metrin säteelle. 60 metrin päässä sijainneissa tutkimuspisteissä ei havaittu kasvi- tai hyönteisyhteisöissä muutoksia tai kohonneita typpipitoisuuksia verrattuna kauempana tunturikankaalla havaittuun tilanteeseen. Lintujen kohdalla kokonaisyksilömäärien ja kokonaislajimäärän sekä hyönteissyöjälintujen yksilömäärien havaittiin runsastuneen tupien pihapiireihin sijoittuneissa laskentapisteissä.

## Kiitokset

Haluan kiittää tutkimustani rahoittaneita Helsingin yliopiston Ympäristön ystävät -rahastoa, Suomen Biologian Seura Vanamo, Societas pro Fauna et Flora Fennicaa sekä Suomen Hyönteistieteellistä Seuraa. Nämä tahot näkivät Käsivarren luontomatkailun ympäristövaikutusten selvittämisen mielekkääksi ja tärkeäksi tutkimuskohteeksi ja mahdollistivat tämän pro gradu -työn toteuttamisen.

Kiitos kuuluu myös Metsähallituksen Lapin luontopalveluille, myönnettyistä tutkimusluvista. Erityiskiitos suunnittelija Antti Ohenojalle neuvoista, taustatiedoista ja mahdollisuudesta majoittua Metsähallituksen varaustuvissa. Ilman varaustupien mahdollistamaa kastuneiden paperien ja vaatteiden kuivattelua olisi maastotyövaiheiden toteuttaminen ollut huomattavasti hankalampaa.

Lisäksi haluan kiittää Antero Järvistä, Rauni Partasta ja koko Kilpisjärven biologisen aseman muuta henkilökuntaa mahdollisuudesta majoittua aseman tiloissa kesän 2011 aikana. Tutkimuksen käytännön toteuttaminen ei olisi ollut mahdollista ilman aseman tutkimusvälineiden lainaamista sekä mahdollisuutta työskennellä biologisen aseman tiloissa.

Erityiskiitos kuuluu myös tutkielmani ulkoasua ja kielioppia kommentoineille Helena Lemminkäiselle ja Pinja Näkille.

Suurin kiitos tämän pro gradu -työn valmistumisesta, ja mahdollisuudesta olla osana näin kunnianhimoisessa ja monipuolisessa hankkeessa kuuluu ohjaajilleni Paavo Hellstedtille, Tarmo Virtaselle ja Juha Mikolalle. Pitkällisen projektimme kaikissa vaiheissa, ja mitä erilaisimmissa ongelmatilanteissa, saatoin aina kääntyä ohjaajieni puoleen.

Käsivarren tuntureilla kuljetut pitkät kilometrit sekä mikroskoopin ja tietokoneen ääressä vietetyt lukemattomat tunnit ovat antaneet tekijälleen paljon enemmän kuin yhden pro gradu -tutkielman. Tämänkaltaisen seikkailun kokeminen opintojen aikana tuntui todella etuoikeutetulta.

## Kirjallisuus

- Allard, A. 2003: Detection of vegetation degradation on Swedish mountainous heaths at an early stage by image interpretation. — *Ambio*. 32: 510–519.
- Allen, G., Forsyth, E. & Holling, C. 1999: Body Mass Patterns Predict Invasions and Extinctions in Transforming Landscapes. — *Ecosystems*. 2: 114–121 s.
- Anttila, E. 2005: *Hiihtoreittien ja laskettelurinteiden aiheuttamat kasvillisuusmuutoksen Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa*. — Pro Gradu. Joensuun Yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. 70s.
- Blair, R. 2004: The Effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. — *Ecology and Society*. 9: 2.
- Buckley, R. 2004a: Introduction. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: 1–4. CABI Publishing, Cambridge. 389 s.
- Buckley, R. 2004b: Impacts of Ecotourism on Terrestrial Wildlife. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: 211–229. CABI Publishing, Cambridge. 389 s.
- Buckley, R. 2004c: Impacts of Ecotourism on Birds. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: 187–210. CABI Publishing, Cambridge. 389 s.
- Bulger, J. & Leonard, J. 2000: Conflict resolution in coastal waters: the case of personal watercraft. — *Marine Policy*. 24: 61–67.
- Callaghan, T. V., Björn, L. O., Chernov, Y., Chapin, T., Christensen, T. R. & Huntley, B. 2004: Climate Change and UV-B Impacts on Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems – Biodiversity, Distributions and Adaptations of Arctic Species in the Context of Environmental Change. — *Ambio*. 33: 404–417.
- Chinery, M. C. 2009: *Euroopan hyönteisopas*. — Otava. Kiina. 320 s.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. & Dinnetti, M. 2006: Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. — *Biological Conservation*. 127: 336–344.
- Cole, D. N. 2004: Impacts of Hiking and Camping on Soils and Vegetation: a Review. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: 41–61. CABI Publishing, Cambridge. 389 s.
- Costas, C. 2004: Foreword. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: ix–x. CABI Publishing, Cambridge. 389 s.
- Connell, J. H. 1978: Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. — *Science*. 199: 1302–1310.



- Dures, S. G. & Cumming, G. S. 2010: The confounding influence of homogenizing invasive species in a globally endangered and largely urban biome: Does habitat dominate avian biodiversity? — *Biological Conservation*. 143: 768–777.
- Ek, M. 2011: *Quantifying biomass in tundra vegetation using different resolution satellite images*. Pro gradu. Helsingin yliopisto,. Biotieteiden laitos 103 s.
- Erämaalaki 62/1991
- 1§: Lain tarkoitus
- §3: Erämaa-alueet
- 10§: Erämaa-alueiden hallinta
- Eurola, S., Huttunen, S. & Welling, P. 2003: Enontekiön suurtuntureiden (68°45'–69°17'N; 20°45'–22°E) paljakkakasvillisuus (Vegetation of the fjelds of NW Enontekiö, Finnish Lapland (68°45'–69°17'N; 20°45'–22°E). — *Kilpisjärvi Notes*. 17: 1–27.
- Eurola, S., Huttunen, S. & Welling, P. 2004: Enontekiön suurtuntureiden (68°45'–69°17'N; 20°45'–22°E) paljakan kasvilajistosta (Floristic statistics of the fjelds of NW Enontekiö, Finnish Lapland (68°45'–69°17'N; 20°45'–22°E). — *Kilpisjärvi Notes*. 18: 1–23.
- Forbes, B. C., Monz, C. A. & Tolvanen, A. 2004: Ecological Impacts of Tourism in Terrestrial Polar Ecosystems. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: 155–171. CABI Publishing, Cambridge. 389 s.
- Garaffa, P. I., Filloy, J. & Bellocq, M. I. 2009: Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of urbanized area matter? — *Landscape and Urban Planning*. 90: 33–41.
- Gerdol R., Brancaloni, L., Menghini, M. & Marchesini, R. 2000: Responses of dwarf shrub to neighbour removal and nutrient addition and their influence on community structure in a subalpine heat. — *Journal of Ecology*. 88: 256–266.
- Green, K. 2003: Altitudinal and temporal differences in the food of foxes (*Vulpes vulpes*) at alpine and subalpine altitudes in the Snowy Mountains. — *Wildlife Research*. 30: 245–253.
- Greenslade, P.J.M. 1964: Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera). — *Journal of Animal Ecology*. 33: 301–310.
- Gutzwiller, K. & Anderson, S. H. 1999: Spatial extent of human-intrusion effects on subalpine bird distributions. — *Condor*. 101: 378–389.
- Haapasaari, M. 1988: The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. — *Acta Botanica Fennica* 135: 1–219.

- Hall, C. M. 2010: Tourism and biodiversity: more significant than climate change? — *Journal of Heritage Tourism*. 5: 253–266.
- Hanski, I. 2007: *Kutistuva maailma: elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset*. — Gaudeamus. Helsinki. 295 s.
- Hanski, I. 2010: *Viestejä saarilta: Miksi luonnon monimuotoisuus hupenee?* — Gaudeamus. Helsinki. 231 s.
- Heimala, V. & Lindqvist, L. 2009: *Eläintuntemus*. — Kurssimoniste. Helsingin yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. Helsinki. 109 s.
- Hellstedt, P., Sundell, J., Helle, P. & Henttonen, H. 2006: Large-scale spatial and temporal patterns in population dynamics of stoat, *Mustela erminea*, and the least weasel, *Minivalis*, in Finland. — *Oikos*. 115: 286–298.
- Hunter, M. & Price, P. 1992: Playing chutes and ladders: Heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. — *Ecology*. 73: 3.
- Hoogesteger, M. 1976: Changes in vegetation around wilderness huts in Koilliskaira. — *Silva Fennica*. 10: 40–53.
- Hyvärinen, E. & Sulkava, P. (toim.) 2009: *Hyönteiskartoitukset Annjaloanjilla ja Toskaljärven ympäristössä Käsivarren erämaa-alueella 2007 ja 2008*. — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 185. 78 s.
- Häkkilä, H. & Kauppila, P. 2010: Kilpisjärven matkailukeskuksen sosioekonominen rakenne ja kehityksen seuranta: paikkatietonäkökulma. — *Kilpisjärvi Notes*. 23: 1–28.
- Ishwaran, N. 2004: Preface. — Teoksessa: Buckley, R. (toim.), *Environmental Impacts of Ecotourism*: xi–xii. CABI Publishing. Cambridge. 389 s.
- Järvinen, A. 1984: The breeding ecology of hole-nesting passerines in extreme northern conditions. — *Kilpisjärvi Notes*. 8: 1–12.
- Järvinen, A. 2004: Luonnontutkimuksen merkkipaaluja. — Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Järvinen, A. & Lahti, S. 2004: Alkusanat. — Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Kaikusalo, A. 2004: Tarujen tuntureilla. — Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Kauppila, P. 2004: *Matkailukeskusten kehitysprosessi ja rooli aluekehityksessä paikallistasolla: esimerkkeinä Levi, Ruka, Saariselkä ja Ylläs*. — Väitöskirja. Oulun yliopisto, Matkailun edistämiskeskus. 260 s.

- Kam, M., Khokhlova, I. S. & Degen, A. A. 1997: Granivory and plant selection by desert gerbils of different body size. — *Ecology*. 78: 218–2229.
- Kangas, K., Luoto, M., Ihantalo, A., Tomppo, E. & Siikamäki, P. 2010: Recreation-induced changes in boreal bird communities in protected areas. — *Ecological Applications*. 20: 1775–1786.
- Kangas, K., Sulkava, P., Koivuniemi, P., Tolvanen, A., Siikamäki, P. & Norokorpi, Y. 2007: What determines the area of impact around campsites? A case study in a Finnish national park. — *Snow Landscapes Research*. 81: 139–150.
- Kirchmann, H. & Pettersson, S. 1995: Human urine – Chemical composition and fertilizer use efficiency. — *Fertilizer Research*. 40: 149–154.
- Kiss, A. 2004: Is community-based ecotourism a good use of biodiversity conservation funds? — *Trends in Ecology & Evolution* 19: 232–237.
- Koivuniemi, P. 2006: *Retkeilijöiden aiheuttama maaperän ja kasvillisuuden kuluminen sekä roskaantuminen Pallas-Ounastunturin kansallispuiston taukopaikoilla*. Pro gradu. Jyväskylän Yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos 58 s.
- Lahti, S. & Järvinen, A. 2004: Tunturiluonnon tulevaisuus. — Teoksessa: Järvinen, A & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Laine, K. 2004: Pohjoisuus leimaa kasvillisuutta. — Teoksessa: Järvinen, A & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Lindroth, C. H. 1985: *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Volume 15, part 1*. — Scandinavian Press Ltd. Tanska. 225 s.
- Lindroth, C. H. 1985: *The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Volume 15, part 2*. — Scandinavian Press Ltd. Tanska. 497 s.
- Luff, M. L. 2007: *The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland*. — Royal Entomology Society and Field Studies Council. St. Albans 247 s.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. 2010: Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? — *Global Ecology and Biogeography*. 19: 16–26.
- McKinney, M. L. 2006: Urbanization as a major cause of biotic homogenization. — *Biological Conservation*. 127: 247–260.
- Metsähallitus 2008: *Käsivarren erämaa-alueen hoito- ja käyttösuunnitelma*. — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja C 39. 134 s.
- Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos 2009: *Kansallispuistojen ja retkeilyalueiden kävijöiden rahankäytön paikallistaloudelliset vaikutukset*. — Raportti. Metsähallitus.

Vantaa 19 s. <http://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Muut/ptvaikutukset.pdf> (viitattu 5.10.2013)

Metsähallitus 2013a: Käsivarren kulkuyhteydet ja kartat.

<http://www.luontoon.fi/retkikohteet/eramaaalueet/kasivarsi/kartatjakulkuyhteydet/Sivut/Default.aspx> (viitattu 18.10.2013)

Metsähallitus 2013b: Selvitys Käsivarren kansallispuiston perustamisedellytyksistä on nyt lausuntokierroksella. — Tiedote 30.9.2013

<http://www.metsa.fi/sivustot/metsa/fi/ajankohtaista/Tiedotteet2013/Sivut/SelvitysKasivarrenkpstalausunnolle.aspx> (viitattu 1.10.2013)

Mikkonen, N. 2012: *Suojelualueiden arvottaminen Natura 2000 –luontotyyppien perusteella valtion mailla*. Pro gradu. Helsingin Yliopisto, Biotieteiden laitos. 136 s.

Mikola, J., Miettinen, M., Lehtikainen, E. & Lehtilä, K. 1994: The effects of disturbance caused by boating on survival and behaviour of velvet scoter *Melanitta fusca* ducklings. — *Biological Conservation*. 67: 119–124.

Miller, J. R. & Hobbs, N. T. 2000: Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. — *Landscape and Urban Planning*. 50: 227–236.

Monz, C. A. 2002: The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. — *Journal of Environmental Management*. 64: 207–217.

Niemelä, J. 1999: Is there a need for a theory of urban ecology? — *Urban Ecosystems*. 3: 57–65.

Niemelä, J. & Kotze, D. J. 2009: Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. — *Landscape and Urban Planning*. 92: 65–71.

Norokorpi, Y., Eeronheimo, H., Eurola, S., Heikkinen, R., Johansson, P., Kumpula, J., Mäkelä, K., Neuvonen, S., Sihvo, J., Tynys, S. & Virtanen, R. 2008. Tunturit. Julkaisussa: Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.). 2008. *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus*: 467–541. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 572 s.

Ohenoja, A. 2010: *Käsivarren erämaan ja Kilpisjärven alueen yrittäjätutkimus 2009*: — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja sarja B 139. 70 s.

Ohenoja, A. & Leppänen, T. 2010: *Käsivarren erämaan ja Kilpisjärven alueen kävijätutkimus 2009–2010*. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja sarja B 140. 106 s.

Olden, J. D. 2006: Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. — *Journal of Biogeography*. 33: 2027–2039.

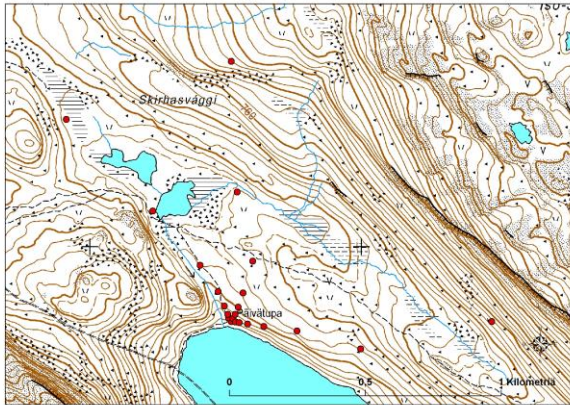
- Ostrom, E., Burger, J., Field, C. B., Norgaard, R. B. & Policansky, D. 1999: Revisiting the commons: local lessons, global challenges. — *Science*. 128: 278–282.
- Partanen, R. & Väre, H. 2009: *Suomen tunturikasvio*. — Metsäkustannus. Hämeenlinna. 250 s.
- Raitasuo, K. & Lehtonen, L. 1954: *Lintuja Tuntureilla*. — WSOY. Helsinki. 195 s.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989: *Biometria – Tilastotiedettä ekologeille*. — Yliopistopaino. Helsinki. 569 s.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Edita. Helsinki. 685 s.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008: Suomen luontotyyppien uhanalaisuus - Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet. — *Suomen ympäristö* 8: 1–264.
- Rautio, J., Helenius, M. & Saarinen, J. 2001: Urho Kekkosen kansallispuiston kuluneisuus: luontomatkailun ympäristövaikutusten seuranta ja mittaaminen. — *Finnish Forest Research Institute, Research Papers*: 796: 111–124.
- Roura-Pascual, N., Bas, J. M. & Hui, C. 2010: The spread of Argentine ant: an environmental determinants and impacts on native ant communities. — *Biological Invasions*. 12: 2399–2412.
- Rousseau, J. J. 1762: *Yhteiskuntasopimuksesta (Du contrat social ou principes du droit politique)*. — Karisto. Hämeenlinna 1997. 221 s.
- Saarinen, J. 2001: *The transformation of a Tourist Destination. Theory and Case Studies on the Production of Local Geographies in Tourism in Finnish Lapland*. — Väitöskirja. Oulun yliopisto. Maantieteen laitos. 105 s.
- Sandström, O., Vaara, I., Heikkuri, P., Jokinen, M., Kokkonieni, T., Liimatainen, J., Loikkanen, T., Mela, M., Osmonen, O., Salmi, J., Seppänen, M., Siekkinen, A., Sihvo, J., Tolonen, J., Tuohisaari, O., Tynys, T., Vaara M. & Veijola, P. 2000: *Ylä-Lapin luonnonvarasuunnitelma*. — Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 38. 246 s.
- Seppälä, M. 2004: Kilpisjärven alueen maanpinnan muodoista. — Teoksessa: Järvinen, A & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Sekercioglu, C., H. 2002: Impacts of birdwatching on human and avian communities. — *Environmental Conservation*. 29: 282–289.
- Stark, S. & Kytöviita, M-M. 2006: Simulated grazer effects on microbial respiration in a subarctic meadow: Implications for nutrient competition between plants and soil microorganisms. — *Applied Soil Ecology*. 31: 20–31.

- Svensson, L., Mullarney, K. & Zetterström, D. 2009: *Lintuopas, Euroopan ja Välimeren alueen linnut*. — Otava. Helsinki. 400 s.
- Soininen, L. 2005: *Natura 2000 -luontotyyppien kasvillisuuden ja polkujen kuluminen Pallas-Ounastunturin retkeilyreiteillä*. Pro Gradu. Jyväskylän Yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 107 s.
- Thoreau, H. D. 1854: *Walden: Elämää Metsässä*. Kirjapaja. Helsinki. 2010. 398 s.
- Tieteen tietotekniikan keskus 2013: Paituli-paikkatietopalvelu. CSC – Tieteen tietotekniikkakeskus Oy. <http://www.csc.fi/tutkimus/alat/geotieteet/paikkatieto/paituli> (viitattu 20.10.2013).
- Tolvanen, A. 2011: Ihmisen jälki tunturissa. — Teoksessa: Niemelä, J., Furman, E., Halkka, A., Hallanaro, E. & Sorvari, S. *Ihminen ja ympäristö*. Gaudeamus. Helsinki. 462 s.
- Valkama, J., Vepsäläinen, V & Lehtikoinen, A. 2011: *Suomen III Lintuatlas*. — Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. <http://atlas3.lintuatlas.fi> (viitattu 1.10.2013).
- van Rensburg, B. J., Peacock, D. S. & Robertson, M. P. 2009: Biotic homogenization and alien bird species along an urban gradient in South Africa. — *Landscape and Urban Planning*. 92: 233–241.
- Venn, S. 2013: Keskustelu 19.10.2013. Helsingin yliopisto. Ympäristötieteiden laitos.
- Venäläinen, A. 2004: Tuntureiden sää ja ilmasto. — Teoksessa: Järvinen, A & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Virtanen, R. 1998: Impact of grazing and neighbor removal on a heath plant community transplanted onto a snowbed site, NW Finnish Lapland. — *Oikos*. 81: 359–367.
- Väre, H. 2004: Tunturikoivu. — Teoksessa: Järvinen, A & Lahti, S. *Suurtuntureiden luonto*. Palmenia-kustannus. Helsinki. 199 s.
- Willbur, H. M., Tinkle, D. W. & Collins, J. P. 1974: Environmental certainty, trophic level, and resources availability in life history evolution. — *The American Naturalist*. 108: 805–817.
- Ympäristöministeriö 2012: Ministeri Niinistö vie neljä kansallispuistoaloitetta jatkovalmisteluun. Tiedote 28.11.2012. [http://www.ym.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Tiedotteet/Tiedotteet\\_2012/Ministeri\\_Niinisto\\_vie\\_nelja\\_kansallispuistoaloitetta\\_jatkovalmisteluun](http://www.ym.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Tiedotteet/Tiedotteet_2012/Ministeri_Niinisto_vie_nelja_kansallispuistoaloitetta_jatkovalmisteluun) (viitattu 12.9.2013).
- Zabinski, C., Wojtowicz, C. & Cole, D. 2000: The effects of recreation disturbance on subalpine seed banks in the Rocky Mountains of Montana. — *Canadian Journal of Botany*. 78: 577–582.

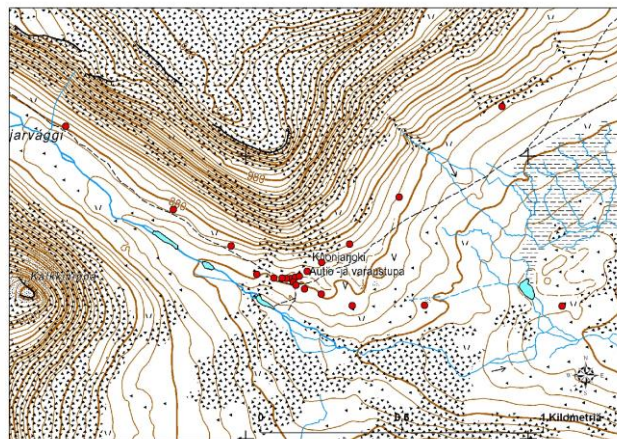
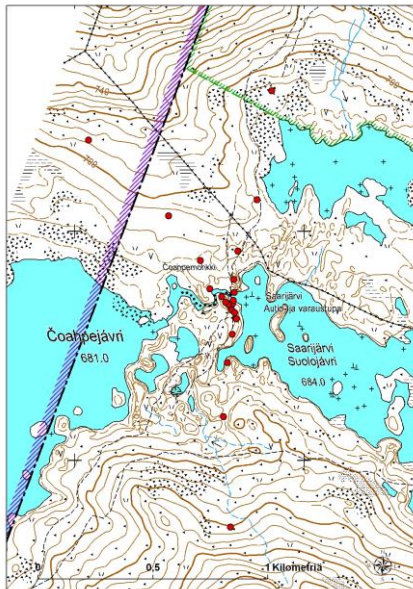


## Liitteet

### Liite 1. Tutkimuskohteiden karttakuvat

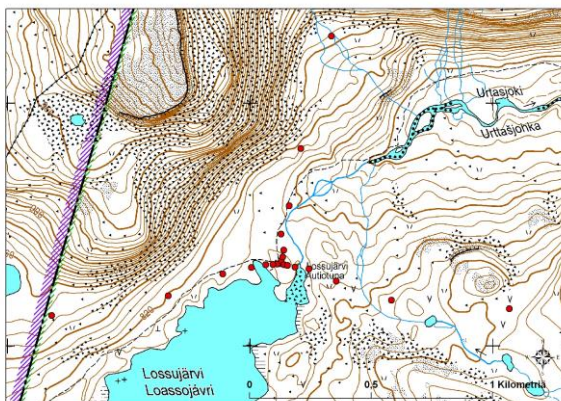


Saanajärvi

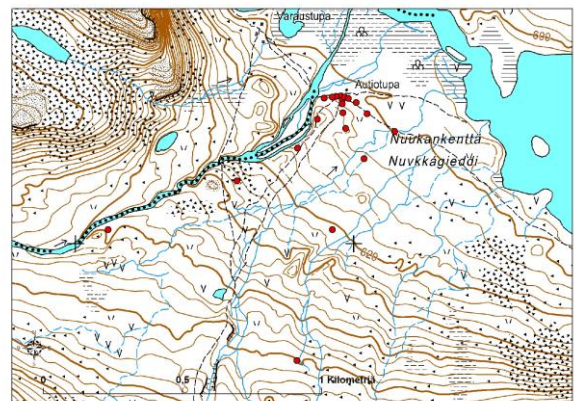


Saarijärvi

Kuonjarjoki



Lossujärvi



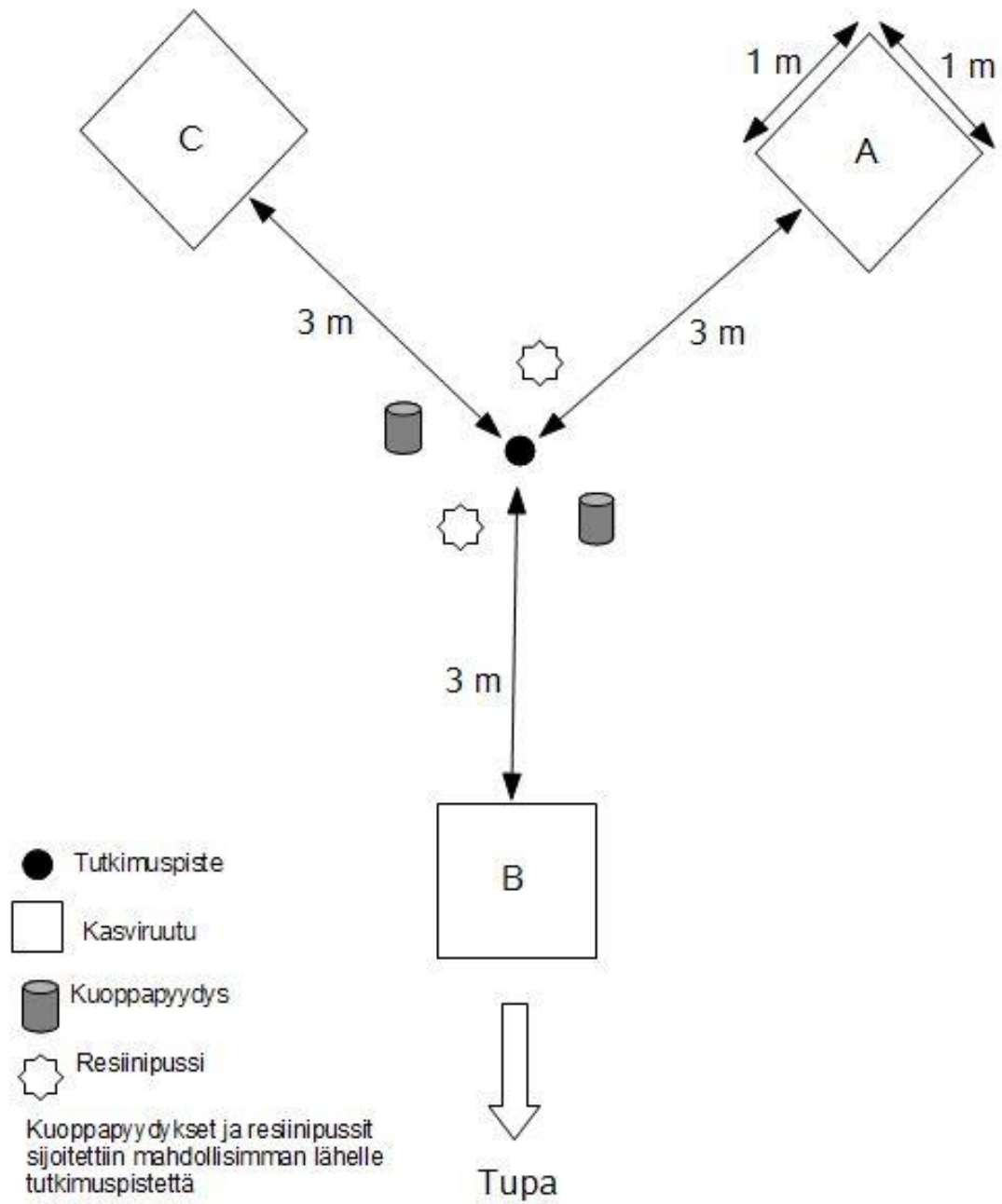
Meekojärvi

Liite 2. Metsähallituksen ylläpitämät luontomatkailurakenteet Käsivarren erämaa-alueella ja sen lähiympäristössä (Metsähallitus 2013a).





Liite 3. Koeasetelma kasvillisuuden seurantaan, niveljalkaisten kuoppapyyntiin ja maaperän typpipitoisuuden määrittämiseen tutkimuspisteissä



Liite 4. Tupakohtaiset kasvilajihavainnot

Saanajärvi	Saarijärvi	Kuonjarjoki	Lossujärvi	Meekojärvi
vaivaiskoivu	kataja	tunturipaju	kataja	tunturikoivu
kataja	tunturikoivu	vaivaispaju	vaivaispaju	vaivaispaju
napapaju	vaivaispaju	vaivaiskoivu	kiiltopaju	tunturipaju
vaivaispaju	tunturipaju	variksenmarja	lettopaju	kiiltopaju
verkkolehtipaju	kalvaspaju	puolukka	vaivaiskoivu	pohjanpaju
tunturipaju	napapaju	mustikka	variksenmarja	vaivaiskoivu
kalvaspaju	verkkolehtipaju	kurjenkanerva	puolukka	puolukka
puolukka	pohjanpaju	juolukka	juolukka	variksenmarja
mustikka	vaivaiskoivu	riekonmarja	kurjenkanerva	juolukka
juolukka	juolukka	vanamo	mustikka	mustikka
kurjenkanerva	puolukka	kultapiisku	vanamo	riekonmarja
variksenmarja	variksenmarja	nurmitatar	närvänä	kurjenkanerva
vanamo	mustikka	tunturikeltano	sammalvarpio	vanamo
nurmitatar	kurjenkanerva	tunturikohokki	liekovarpio	sielikkö
voikukka	pikkukarpalo	tunturiängelmä	kultapiisku	uuvana
tunturikurjenherne	riekonmarja	lapinvuokko	tunturikissankäpä	riidenlieko
närvänä	kultapiisku	lapinkuusio	ahokissankäpä	liekovarpio
lapinorvokki	tunturilieko	lapinorvokki	nurmitatar	kultapiisku
pikkulaukku	ketunlieko	niittyleinikki	hilla	siankärsämö
pohjansilmäruoho	riidenlieko	närvänä	metsätähti	niittyleinikki
niittyleinikki	nurmitatar	kullero	riidenlieko	pohjansilmäruoho
kultapiisku	niittyleinikki	liekovarpio	ketunlieko	punakko
tunturikissankäpä	tunturikeltano	sammalvarpio	tunturilieko	kullero
tunturitädyke	lapinkuusio	tunturikissankäpä	tunturikeltano	poimulehti
tunturikeltano	suokukka	ahokissankäpä	lapinkuusio	metsäkurjenpolvi
tunturijäkkärä	sielikkö	punakko	niittysuolaheinä	suo-orvokki
pohjantähti	tunturikurjenherne	ketunlieko	tunturitädyke	tunturiängelmä
tunturihärkki	ahokissankäpä	tunturilieko	lumileinikki	punanata
ruusujuuri	tunturikissankäpä	riidenlieko	voikukka	tunturivihvilä
riidenlieko	sammalvarpio	tunturivihvilä	suo-orvokki	lapinkastikka
tunturiängelmä	ruusujuuri	nurmipiippo	ruusujuuri	tunturisara
poimulehti	hilla	kevätpiippo	lapinorvokki	tunturinurmikka
lehtokorte	maitohorsma	punanata	pohjantähtimö	polkusara
peltokorte	tunturiängelmä	tunturimaarianheinä	niittyleinikki	tunturimaarianheinä
niittysuolaheinä	keväthanhikki	tuoksusimake	pohjanisotalvikki	metsälauha
kissankäpä	metsätähti	tunturisara	poimulehti	pullosara
puna-ailakki	lapinorvokki	riekonsara	tunturipoimulehti	nurmipiippo
tunturikatkerö	punakko	hirssisara	tähtirikko	korte sp.
lapinkuusio	voikukka	korte sp.	punakko	
tunturilieko	kullero		punanata	
metsätähti	tunturivihvilä		lapinkastikka	
punakko	tunturisara		tunturinurmikka	
liekovarpio	punanata		tunturisara	
valkoyökönlehti	tunturimaarianheinä		lapinlauha	

sammalvarpio	riekonsara		riekonsara	
suokukka	metsälauha		niittynurmikka	
lumileinikki	polkusara		jouhivihvilä	
pohjannoidanlukko	nurmipiippo		nurmipiippo	
pohjannurmihärkki	tupasluikka		pullosara	
pussikämmekkä			tunturimaarianheinä	
keväthanhikki			tunturivihvilä	
hapro			metsälauha	
sielikkö			pohjantähkiö	
vilukko				
suohorsma				
pikkutalvikki				
tunturikallioinen				
nurmipiippo				
lampaannata				
tunturimaarianheinä				
tunturinurmikka				
tunturisara				
riekonsara				
sykeröpiippo				
pohjantähkiö				
metsälauha				
tunturivihvilä				
lapinkastikka				
hapsisara				
riippasara				
pohjantuoksusimake				
Lajimäärä				
71	49	39	53	38

Liite 5. Paikkatietotarkastelukuvat tutkimusalueen maaston korkeuskäyristä, alueellisista lämpösummista ja rinteiden kaltevuuksista.

